



**IMPACTO DEL USO DEL SUELO Y LA EXPLOTACIÓN
DE LOS RECURSOS NATURALES EN LA DINÁMICA
SEDIMENTARIA LITORAL: ESTUDIO
INTERDISCIPLINAR DE LA EVOLUCIÓN RECIENTE
EN EL MUNICIPIO DE MARBELLA (PROVINCIA DE
MÁLAGA)**



Memoria realizada para la obtención del Grado de Doctor por

José Luis del Río Anguita

Bajo la dirección del Prof. Dr. Gonzalo Malvárez García

Sevilla, mayo de 2017

ÍNDICE

Lista de figuras	5
Lista de tablas	13
Nota del autor	15
1. Introducción.....	17
1.1 Marco territorial y geográfico del área de estudio: Medio Físico	28
1.1.1 Caracterización climática del área de estudio	35
1.1.1.1 El clima en la Costa del Sol Occidental	35
1.1.1.2 Caracterización del clima marítimo de la ensenada de Marbella	55
1.1.2 Contexto geológico y geomorfológico de la zona de estudio	65
1.1.2.1 Contexto geológico.....	65
1.1.2.2 Contexto geomorfológico	79
1.1.3 Caracterización de la red hidrográfica principal del área de estudio	92
1.1.3.1 Generalidades sobre la naturaleza edáfica de la red hidrográfica.....	93
1.1.3.2 Análisis pormenorizado de la red hidrográfica principal.....	95
1.2 Contexto socioeconómico del área de estudio	122
1.2.1 Evolución de los usos del suelo durante el S. XIX	122
1.2.2 Evolución de los usos del suelo durante el S. XX.....	132
2. Metodología.....	153
2.1 Análisis del marco normativo y competencial actual sobre la gestión de recursos hídricos (y potencialmente sedimentarios) en el embalse de La Concepción.	153
2.2 Estimación del rendimiento sedimentario potencial de la red hidrográfica principal vertiente a la ensenada de Marbella.....	154
2.2.1 Herramientas para la cuantificación de las pérdidas de suelo	154
2.2.2 Estimación de la pérdida de suelo mediante la aplicación de la U.S.L.E	158
2.2.3 Estimación de la tasa de producción de sedimentos de la red hidrográfica principal mediante el uso de la versión modificada de la U.S.L.E (M-U.S.L.E).....	187
2.3 Análisis granulométrico de sedimentos.....	200
2.3.1 Principios del análisis granulométrico de sedimentos	203
2.3.2 Aplicación de la metodología en el área de estudio	213
2.4 Datación de muestras de sedimentos por luminiscencia óptica.....	220
2.4.1 Principios de la datación por luminiscencia.....	222
2.4.2 Fundamentos de la datación por luminiscencia de estimulación óptica.....	225
3. Resultados	231
3.1 Marco normativo y competencial actual sobre la gestión de recursos hídricos (y potencialmente sedimentarios) en el embalse de La Concepción.....	231
3.1.1 Instrumentos de planificación hidrológica y gestión de los recursos hídricos y sedimentarios aplicables en el embalse de La Concepción.....	232
3.1.2 La sedimentación de embalses. Análisis de experiencias	234

3.2 Estimación del rendimiento sedimentario potencial de la red hidrográfica principal vertiente a la ensenada de Marbella.....	254
3.3 Resultados obtenidos a partir del análisis granulométrico de sedimentos.....	320
3.3.1 Contextualización de los resultados obtenidos	320
3.3.2 Distribución espacial y presentación de los resultados obtenidos.....	322
3.3.2.1 Tramo primero (I): Río Real.....	326
3.3.2.2 Tramo segundo (II): Eje central del área de muestreo.....	334
3.3.2.3 Tramo tercero (III): Cierre de la ensenada y dunas de Artola	341
3.4 Datación de muestras de sedimentos por luminiscencia óptica.....	350
4. Discusión de los resultados	351
4.1 Análisis del marco normativo y competencial actual sobre la gestión de recursos hídricos (y potencialmente sedimentarios) en el embalse de La Concepción.	351
4.2 Estimación del rendimiento sedimentario potencial de la red hidrográfica principal vertiente a la ensenada de Marbella.....	359
4.2.1 Notas sobre el rendimiento sedimentario potencial de la red hidrográfica principal	359
4.2.2 Notas sobre los valores cuantitativos sobre la tasa potencial de producción de sedimentos estimada	368
4.2.3 Efecto del proceso de deforestación sobre el rendimiento sedimentario potencial de la cuenca hidrográfica del río Verde en el S. XIX.....	370
4.2.4 Efecto del emplazamiento de campos de golf sobre el rendimiento sedimentario potencial de la red hidrográfica principal	376
4.2.5 Importancia de la escorrentía superficial en el proceso de producción potencial de sedimentos terrágenos	377
4.2.6 Importancia de la identificación de áreas potencialmente erosivas a escala de cuenca hidrográfica.....	382
4.3 Transporte y depósito de sedimentos litorales	383
4.3.1 Importancia del Messiniense en la fisiografía de la cuenca del Mar de Alborán.....	383
4.3.2 El estudio de la evolución de la línea de costa como indicador de erosión.....	385
4.3.3 Transporte litoral de sedimentos en la ensenada de Marbella.....	386
4.3.4 Morfodinámica y transporte eólico de los sedimentos.....	388
4.3.4 Notas sobre la naturaleza y dimensión de los mantos eólicos del área de estudio	391
5. Conclusiones	395
6. Bibliografía citada	403
6.1 Bibliografía por orden alfabético	403
6.2 Bibliografía sobre normativa por orden cronológico	448

Lista de figuras

Figura 1. Introducción a la configuración de la red hidrográfica del área de estudio.....	24
Figura 2. Diagrama conceptual de la Tesis.....	27
Figura 3. Comparativa de los datos de población y extensión superficial de los municipios que configuran la Costa del Sol Occidental en el año 2015.	30
Figura 4. Marco geográfico del área de estudio en el contexto de la comarca occidental de la Costa del Sol.....	32
Figura 5. Ubicación de los sistemas montañosos y puntos orográficos de interés de la Costa del Sol Occidental..	34
Figura 6. Precipitación anual acumulada en el período 1943-2011.....	38
Figura 7. Episodios intensos de precipitación diaria en el período 1942-2016..	42
Figura 8. Precipitación mensual acumulada en el período 1943-2011.	43
Figura 9. Modelo de comportamiento de una D.A.N.A.	44
Figura 10. Promedio mensual agregado de la precipitación diaria en el período 1943-2011	45
Figura 11. Promedio anual de la temperatura en el período 1943-2011.	47
Figura 12. Promedio mensual de la temperatura en el período 1943-2011.	48
Figura 13. Promedio mensual de la amplitud térmica en el período 1943-2011.	49
Figura 14. Promedio mensual agregado de la temperatura en el período 1943-2011.....	50
Figura 15. Promedio anual de la tasa de insolación diaria en el período 1948-2011.....	52
Figura 16. Promedio mensual agregado de la tasa de insolación en el período 1948-2011	53
Figura 17. Promedio anual de la velocidad media diaria del viento en el período 1943-2011	57
Figura 18. Promedio mensual agregado de la velocidad media diaria del viento en el período 1943-2011	58
Figura 19. Promedio mensual agregado de la velocidad media diaria del viento en el período 2014-2016	59
Figura 20. Mapa de localización del punto SIMAR nº 2025077 y la Boya de Alborán	60
Figura 21. Rosa de la velocidad media del viento registrada en el punto nº. 2025077 de la ensenada de Marbella en el período 1958-2016.....	61
Figura 22. Promedio mensual de la variación del nivel del mar en el período 1992-2016.....	62
Figura 23. Dirección predominante del oleaje en la Costa del Sol.....	63
Figura 24. Configuración geológica de los Sistemas Béticos y la Cordillera del Rif	66
Figura 25. Escenario geológico de Andalucía.	69
Figura 26. Ilustración de los mantos de corrimiento.	70
Figura 27. Representación de la Zona Interna de las Cordilleras Béticas en el área de estudio.	71
Figura 28. Dolomía tipo carniola procedente de la cabecera del río Chícamo, en Murcia.....	72
Figura 29. Escenario geológico de la zona de estudio.....	78
Figura 30. Mapa Geomorfológico de la corteza terrestre del área de estudio.	79
Figura 31. Escenario geomorfológico de la plataforma continental del área de estudio.	86
Figura 32. Mapa batimétrico de la plataforma y talud continental de la ensenada de Marbella.....	88
Figura 33. Estimación del nivel del mar en la cuenca del Mediterráneo durante el Messiniense.....	89
Figura 34. Ilustración del posible origen de los cañones submarinos presentes en la plataforma continental de la ensenada de Marbella.	91
Figura 35. Ámbito hidrológico del área de estudio.	92
Figura 36. Localización de la cuenca hidrográfica del río Real.	95
Figura 37. Figuras de protección ecosistémica vinculantes en la cuenca hidrográfica del río Real.	96
Figura 38. Unidades edáficas presentes en la cuenca hidrográfica del río Real.	97
Figura 39. Usos del suelo registrados en la cuenca hidrográfica del río Real en el año 2006.	99
Figura 40. Localización de la cuenca hidrográfica del río Verde.....	100
Figura 41. Estructura de la red hidrográfica del río Verde.	101
Figura 42. Figuras de protección ecosistémica vinculantes en la cuenca hidrográfica del río Verde.....	104
Figura 43. Unidades edáficas presentes en la cuenca hidrográfica del río Verde.....	104
Figura 44. Usos del suelo registrados en la cuenca hidrográfica del río Verde en el año 2006.....	106

Figura 45. Localización de la cuenca hidrográfica del río Guadaiza.....	107
Figura 46. Estructura de la red hidrográfica del río Guadaiza.....	108
Figura 47. Figuras de protección ecosistémica vinculantes en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza.....	110
Figura 48. Unidades edáficas presentes en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza.....	110
Figura 49. Usos del suelo registrados en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza en el año 2006.....	112
Figura 50. Localización de la cuenca hidrográfica del río Guadalmina.....	113
Figura 51. Estructura de la red hidrográfica del río Guadalmina.....	114
Figura 52. Figuras de protección ecosistémica vinculantes en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina.....	115
Figura 53. Unidades edáficas presentes en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina.....	116
Figura 54. Usos del suelo registrados en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina en el año 2006.....	117
Figura 55. Representación del Sistema Trasvase Guadalmanza-Guadalmina-Guadaiza a embalse de La Concepción.....	118
Figura 56. Ilustración de los embalses y presas que forman parte del Sistema de Trasvase Guadalmanza (A) Guadalmina (B) Guadaiza (C) a La Concepción (D).....	118
Figura 57. Localización de la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá.....	119
Figura 58. Unidades edáficas presentes en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá.....	120
Figura 59. Usos del suelo registrados en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá en el año 2006.....	121
Figura 60. Serie histórica de población de Hecho y de Derecho en el municipio de Marbella en el período comprendido entre el año 1842 y 1920.....	123
Figura 61. Contexto de la industria siderúrgica y minera del área de estudio.....	126
Figura 62. Escenario agrícola e hidráulico del área de estudio a finales del S. XIX.....	131
Figura 63. Serie histórica de población de Hecho y de Derecho en el municipio de Marbella en el período comprendido entre el año 1920 y 2001.....	133
Figura 64. Número de hogares y dato de crecimiento en el municipio de Marbella entre los años 1930 y 2001.....	135
Figura 65. Evolución de la superficie urbanizada de los municipios que integran la comarca occidental de la Costa del Sol entre los años 1956 y 1998.....	141
Figura 66. Variables que integran la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo.....	158
Figura 67. Estimación de la erosividad generada por el régimen de precipitaciones en Europa (Factor R) en el período 2004-2013.....	160
Figura 68. Mapa de isolíneas del Factor R de la <i>U.S.L.E</i> en el territorio peninsular.....	162
Figura 69. Valores de erosividad media anual generada por las precipitaciones (Factor R) en Andalucía durante el período 2009-2012.....	164
Figura 70. Coeficiente medio de erodibilidad (Factor K) estimado en Europa.....	166
Figura 71. Nomograma original para el cálculo del Factor K de la <i>U.S.L.E</i>	167
Figura 72. Relación entre el contenido en materia orgánica y el proceso de infiltración-escurritia generado a partir del régimen de precipitaciones.....	169
Figura 73. Limitaciones del nomograma original para el cálculo del Factor K de la <i>U.S.L.E</i>	170
Figura 74. Valor medio del coeficiente de erodibilidad de la <i>U.S.L.E</i> (Factor K) en Andalucía para el año de referencia 1992.....	172
Figura 75. Relación entre los sub-factores L y S de la <i>U.S.L.E</i> y el proceso de pérdida de suelo.....	173
Figura 76. Estimación del factor topográfico de la <i>U.S.L.E</i> (Factor LS) en la Unión Europea.....	174
Figura 77. Valor del factor topográfico de la <i>U.S.L.E</i> (Factor LS) en Andalucía para el año de referencia 1992.....	177
Figura 78. Efecto de la morfología y estructura de la cobertura vegetal del suelo en el proceso de erosión hídrica.....	178
Figura 79. Efecto de la naturaleza y grado de vegetación en la magnitud del proceso de pérdida de suelo.....	178
Figura 80. Estimación del factor de cobertura vegetal de la <i>U.S.L.E</i> (Factor C) en la Unión Europea.....	180
Figura 81. Valores del Factor C de la <i>U.S.L.E</i> en función del tipo de cultivo.....	181
Figura 82. Intervalo de valores del Factor C de la <i>U.S.L.E</i> en función de las clases de uso del suelo según el <i>Corine Land Cover</i> del año 2006.....	182

Figura 83. Valor del factor de cobertura vegetal de la <i>U.S.L.E</i> (Factor C) en Andalucía para el año de referencia 1992	185
Figura 84. Estimación del factor de prácticas de conservación de la <i>U.S.L.E</i> (Factor P) en la Unión Europea.....	186
Figura 85. Relación entre el volumen de precipitación y de escorrentía generada (en inches o pulgadas, de acuerdo al Sistema Métrico Anglosajón).....	188
Figura 86. Valores del factor de ajuste sobre la proporción de pantanos y estanques presentes en una cuenca (sub-factor F_p).....	196
Figura 87. Proceso de cálculo de ArcMUSLE® para la estimación de la tasa de producción de sedimentos en una cuenca hidrográfica.....	198
Figura 88. Interfaz del modelo ArcMUSLE® para la estimación de la tasa de producción de sedimentos de una cuenca hidrográfica.....	199
Figura 89. Imagen aérea de la sección oriental de la ensenada de Marbella.	201
Figura 90. Depósitos de <i>Beachrock</i> en la playa de Cabopino.	202
Figura 91. Ilustración de los diferentes grados de clasificación o <i>sorting</i> en una muestra de sedimentos.	204
Figura 92. Ilustración de los diferentes grados de asimetría o <i>skewness</i> en una muestra de sedimentos.....	205
Figura 93. Ilustración de los diferentes grados de <i>kurtosis</i> en una muestra de sedimentos.	205
Figura 94. Columna de tamices empleada durante la clasificación granulométrica de las muestras de sedimentos en el laboratorio.....	212
Figura 95. Estado de la playa de La Adelfa en la fecha de muestreo (11/11/2016).	214
Figura 96. Estado de la playa de San Pedro de Alcántara tras la ocurrencia de un episodio de tormenta entre los días 02 al 04 de diciembre de 2016.....	214
Figura 97. Representación de los transeptos y puntos de muestreo.....	215
Figura 98. Diagrama de flujo simplificado del procedimiento analítico de análisis granulométrico de muestras de sedimentos en el laboratorio.	217
Figura 99. Diagrama de flujo del procedimiento analítico llevado a cabo en el laboratorio para el análisis granulométrico de las muestras de sedimentos recolectadas en el área de estudio.....	218
Figura 100. Ilustración del principio de datación por luminiscencia.....	223
Figura 101. Técnicas de datación por luminiscencia. Fuente: Modificado de Stokes (1999).	224
Figura 102. Proceso de colección de muestras de sedimentos para su datación mediante la técnica de luminiscencia de estimulación óptica.	228
Figura 103. Procedimiento esquemático del protocolo de <i>Single Aliquot Regenerative Dose (S.A.R)</i> para la estimación de la Dosis Equivalente en la datación mediante <i>O.S.L</i>	230
Figura 104. Marco normativo y competencial actual concerniente a la gestión del embalse de La Concepción, Marbella.....	231
Figura 105. Perfil normal de distribución granulométrica y dinámica de las partículas de sedimento en el lecho de un embalse.	236
Figura 106. Actuaciones para la gestión sostenible de los sedimentos retenidos en un embalse..	242
Figura 107. Ilustración del proceso habitual de <i>Bypass</i>	243
Figura 108. Ilustración del procedimiento de <i>Sluicing</i>	244
Figura 109. Ilustración del procedimiento de <i>Venting</i>	244
Figura 110. Ilustración de las clases de dragado en un embalse.....	245
Figura 111. Ilustración del procedimiento de <i>Flushing</i>	247
Figura 112. Mapa topográfico de la cuenca hidrográfica del río Real.....	255
Figura 113. Evento de precipitaciones considerado en la cuenca hidrográfica del río Real.....	256
Figura 114. Escenario edáfico de la cuenca hidrográfica del río Real.....	261
Figura 115. Repercusión de la evolución en los usos del suelo en el proceso de pérdida de suelo.	266
Figura 116. Datos de partida sobre el tipo de usos del suelo y cobertura vegetal considerados en la cuenca hidrográfica del río Real.	268
Figura 117. Estimación del escenario erosivo potencial de la cuenca hidrográfica del río Real.....	270
Figura 118. Estimación de la profundidad y velocidad de la escorrentía generada en la cuenca hidrográfica del río Real ante las condiciones de partida..	272

Figura 119. Estimación del factor de longitud de pendiente de la <i>U.S.L.E</i> (Factor LS) en la cuenca hidrográfica del río Real.	274
Figura 120. Estimación del rendimiento sedimentario potencial de la cuenca hidrográfica del río Real	275
Figura 121. Mapa topográfico de la cuenca hidrográfica del río Verde	276
Figura 122. Evento de precipitaciones considerado en la cuenca hidrográfica del río Verde	277
Figura 123. Escenario edáfico de la cuenca hidrográfica del río Verde	279
Figura 124. Datos de partida sobre el tipo de uso del suelo y cobertura vegetal considerados en la cuenca hidrográfica del río Verde.	282
Figura 125. Estimación del escenario erosivo potencial de la cuenca hidrográfica del río Verde.	283
Figura 126. Estimación de la profundidad y velocidad de escorrentía generada en la cuenca hidrográfica del río Verde ante las condiciones de partida.	285
Figura 127. Estimación del factor de longitud de pendiente de la <i>U.S.L.E</i> (Factor LS) en la cuenca hidrográfica del río Verde.	287
Figura 128. Estimación del rendimiento sedimentario potencial de la cuenca hidrográfica del río Verde.	287
Figura 129. Mapa topográfico de la cuenca hidrográfica del río Guadaiza.	289
Figura 130. Evento de precipitaciones considerado en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza.	289
Figura 131. Escenario edáfico de la cuenca hidrográfica del río Guadaiza.	290
Figura 132. Datos de partida sobre el tipo de uso del suelo y cobertura vegetal considerados en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza.	294
Figura 133. Estimación del escenario erosivo potencial de la cuenca hidrográfica del río Guadaiza.	295
Figura 134. Estimación de la profundidad y velocidad de la escorrentía generada en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza ante las condiciones de partida.	296
Figura 135. Estimación del factor de longitud de pendiente de la <i>U.S.L.E</i> (Factor LS) en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza.	297
Figura 136. Estimación del rendimiento sedimentario potencial de la cuenca hidrográfica del río Guadaiza.	298
Figura 137. Mapa topográfico de la cuenca hidrográfica del río Guadalmina.	299
Figura 138. Evento de precipitaciones considerado en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina.	300
Figura 139. Escenario edáfico de la cuenca hidrográfica del río Guadalmina.	302
Figura 140. Datos de partida sobre el tipo de uso del suelo y cobertura vegetal considerados en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina.	305
Figura 141. Estimación del escenario erosivo potencial de la cuenca hidrográfica del río Guadalmina.	306
Figura 142. Estimación de la profundidad y velocidad de escorrentía generada en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina ante las condiciones de partida.	307
Figura 143. Estimación del factor de longitud de pendiente de la <i>U.S.L.E</i> (Factor LS) en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina.	309
Figura 144. Estimación del rendimiento sedimentario potencial de la cuenca hidrográfica del río Guadalmina.	309
Figura 145. Mapa topográfico de la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá.	311
Figura 146. Evento de precipitaciones considerado en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá.	312
Figura 147. Escenario edáfico de la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá.	313
Figura 148. Datos de partida sobre el tipo de uso del suelo y cobertura vegetal considerados en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá.	315
Figura 149. Estimación del escenario erosivo potencial de la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá.	316
Figura 150. Estimación de la profundidad y velocidad de escorrentía generada en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá ante las condiciones de partida.	317
Figura 151. Estimación del factor de longitud de pendiente de la <i>U.S.L.E</i> (Factor LS) en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá.	318
Figura 152. Estimación del rendimiento sedimentario potencial de la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá.	318

Figura 153. Distribución del grado de clasificación (<i>sorting</i>) de las muestras de sedimento colectadas en el área de muestreo.	320
Figura 154. Distribución del grado de asimetría (<i>skewness</i>) de las muestras de sedimento colectadas en el área de muestreo.	321
Figura 155. Distribución del parámetro de curtosis (<i>kurtosis</i>) de las muestras de sedimento colectadas en el área de muestreo.	322
Figura 156. Mapa de distribución del tamaño medio de partícula de las muestras de sedimento colectadas durante el proceso de muestreo.	322
Figura 157. Mapa de distribución del grado de clasificación (<i>sorting</i>) de las muestras de sedimento colectadas durante el proceso de muestreo.	323
Figura 158. Mapa de distribución del grado de asimetría (<i>skewness</i>) de las muestras de sedimento colectadas durante el proceso de muestreo.	324
Figura 159. Mapa de distribución del parámetro de curtosis (<i>kurtosis</i>) de las muestras de sedimento colectadas durante el proceso de muestreo.	325
Figura 160. Mapa de distribución del tamaño medio de partícula de las muestras de sedimento colectadas en el tramo primero.	326
Figura 161. Mapa de distribución del grado de clasificación (<i>sorting</i>) de las muestras de sedimento colectadas en el tramo primero.	327
Figura 162. Mapa de distribución del grado de asimetría (<i>skewness</i>) de las muestras de sedimento colectadas en el tramo primero.	327
Figura 163. Mapa de distribución del parámetro de curtosis (<i>kurtosis</i>) de las muestras de sedimento colectadas en el tramo primero.	328
Figura 164. Resultados obtenidos en la muestra I.1.A.	328
Figura 165. Resultados obtenidos en la muestra I.1.B.	328
Figura 166. Resultados obtenidos en la muestra I.1.C.	329
Figura 167. Resultados obtenidos en la muestra I.2.A.	330
Figura 168. Resultados obtenidos en la muestra I.2.B.	330
Figura 169. Resultados obtenidos en la muestra I.2.C.	331
Figura 170. Resultados obtenidos en la muestra I.3.A.	331
Figura 171. Resultados obtenidos en la muestra I.3.B.	332
Figura 172. Resultados obtenidos en la muestra I.3.C.	332
Figura 173. Resultados obtenidos en la muestra I.4.A.	333
Figura 174. Resultados obtenidos en la muestra I.4.B.	333
Figura 175. Resultados obtenidos en la muestra I.4.C.	333
Figura 176. Resultados obtenidos en la muestra I.4.D.	333
Figura 177. Resultados obtenidos en la muestra I.4.E.	334
Figura 178. Mapa de distribución del tamaño medio de partícula de las muestras de sedimento colectadas en el tramo segundo.	335
Figura 179. Mapa de distribución del grado de clasificación (<i>sorting</i>) de las muestras de sedimento colectadas en el tramo segundo.	335
Figura 180. Mapa de distribución del grado de asimetría (<i>skewness</i>) de las muestras de sedimento colectadas en el tramo segundo.	336
Figura 181. Mapa de distribución del parámetro de curtosis (<i>kurtosis</i>) de las muestras de sedimento colectadas en el tramo segundo.	336
Figura 182. Resultados obtenidos en la muestra II.1.A.	337
Figura 183. Resultados obtenidos en la muestra II.1.B.	337
Figura 184. Resultados obtenidos en la muestra II.1.C.	337
Figura 185. Resultados obtenidos en la muestra II.2.A.	338
Figura 186. Resultados obtenidos en la muestra II.2.B.	338
Figura 187. Resultados obtenidos en la muestra II.2.C.	338
Figura 188. Resultados obtenidos en la muestra II.2.D.	339
Figura 189. Resultados obtenidos en la muestra II.3.A.	339
Figura 190. Resultados obtenidos en la muestra II.3.B.	340

Figura 191. Resultados obtenidos en la muestra II.3.C	340
Figura 192. Mapa de distribución del tamaño medio de partícula de las muestras de sedimento colectadas en el tramo tercero.	341
Figura 193. Mapa de distribución del grado de clasificación (<i>sorting</i>) de las muestras de sedimento colectadas en el tramo tercero.	342
Figura 194. Mapa de distribución del grado de asimetría (<i>skewness</i>) de las muestras de sedimento colectadas en el tramo tercero.	342
Figura 195. Mapa de distribución del parámetro de curtosis (<i>kurtosis</i>) de las muestras de sedimento colectadas en el tramo tercero.	343
Figura 196. Resultados obtenidos en la muestra III.1.A.....	343
Figura 197. Resultados obtenidos en la muestra III.1.B.....	343
Figura 198. Resultados obtenidos en la muestra III.2.A.....	344
Figura 199. Resultados obtenidos en la muestra III.2.B.....	345
Figura 200. Resultados obtenidos en la muestra III.2.C.....	345
Figura 201. Resultados obtenidos en la muestra III.2.D.....	345
Figura 202. Resultados obtenidos en la muestra III.2.E.....	345
Figura 203. Resultados obtenidos en la muestra III.3.A.....	346
Figura 204. Resultados obtenidos en la muestra III.3.B.....	347
Figura 205. Resultados obtenidos en la muestra III.3.C.....	347
Figura 206. Resultados obtenidos en la muestra III.3.D.....	347
Figura 207. Resultados obtenidos en la muestra III.3.E.....	347
Figura 208. Resultados obtenidos en la muestra III.3.F.....	348
Figura 209. Resultados obtenidos en la muestra III.3.G.....	348
Figura 210. Resultados obtenidos en la muestra III.4.A.....	349
Figura 211. Resultados obtenidos en la muestra III.4.B.....	349
Figura 212. Resultados obtenidos en la muestra III.4.C.....	349
Figura 213. Resultados obtenidos en la muestra III.4.D.....	349
Figura 214. Resultados obtenidos en la muestra III.4.E.....	350
Figura 215. Ilustración del proceso de flujo béntico en un embalse.....	355
Figura 216. Fases del proceso de remediación de sedimentos en un medio fluvial o artificial	357
Figura 217. Comparación entre la problemática de la pérdida de suelo de Andalucía y la superficie destinada al cultivo del olivar.....	363
Figura 218. Fragmento del Mapa Hidrogeológico de España a escala 1:200.000.....	364
Figura 219. Área de la cuenca hidrográfica del río Verde afectada por la deforestación de S. Real.	371
Figura 220. Escenario edáfico más probable en la cuenca hidrográfica del río Verde en el período comprendido entre el Siglo XIX y la primera mitad del Siglo XX.	372
Figura 221. Tipología de usos del suelo y cobertura vegetal estimada en la cuenca hidrográfica del río Verde en la etapa previa a la implantación de la industria siderúrgica en Marbella.....	373
Figura 222. Estimación del escenario erosivo potencial de la cuenca hidrográfica del río Verde con anterioridad a la implantación de la industria siderúrgica en Marbella.	373
Figura 223. Tipología de uso del suelo y cobertura vegetal estimada en la cuenca hidrográfica del río Verde tras la implantación de la industria siderúrgica en Marbella.....	374
Figura 224. Estimación del escenario erosivo potencial de la cuenca hidrográfica del río Verde tras la implantación de la industria siderúrgica en Marbella.	375
Figura 225. Digitalización de la variación de la línea de costa en la ensenada de Marbella entre los años 1956 y 2013.....	384
Figura 226. Hidrodinámica de la ensenada de Marbella en condiciones de alta energía procedentes de levante.	387
Figura 227. Cambios topobatimétricos en la ensenada de Marbella entre los años 1888 y 2010.....	387
Figura 228. Hidrodinámica de la ensenada de Marbella en condiciones de alta energía procedentes de poniente.	388
Figura 229. Aspecto que presentaban las dunas de Artola en el año 2013.....	390
Figura 230. Estado actual de las dunas de Artola (año 2017).....	390

Figura 231. Caracterización de los mantos eólicos presentes en el flanco centro-oriental de la ensenada de Marbella.....	393
Figura 232. Relación entre los principales recursos naturales del medio físico del área de estudio y el modelo de desarrollo socioeconómico implantado (Diagrama A), y su efecto en términos de aportes sedimentarios terrígenos (Diagrama B).....	400

Lista de tablas

Tabla 1. Episodios de precipitaciones diarias especialmente intensos acontecidos en la Costa del Sol en el período 1942-2016..	40
Tabla 2. Rango textural predominante de las unidades edáficas identificadas en la cuenca hidrográfica del río Real..	99
Tabla 3. Rango textural predominante de las unidades edáficas identificadas en la cuenca hidrográfica del río Verde..	106
Tabla 4. Rango textural predominante de las unidades edáficas identificadas en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza..	111
Tabla 5. Rango textural predominante de las unidades edáficas identificadas en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina..	117
Tabla 6. Rango textural predominante de las unidades edáficas identificadas en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá..	121
Tabla 7. Cuantía económica (en €) invertida por la Administración del Estado en la regeneración artificial de las playas de Marbella en el período 2004-2009..	140
Tabla 8. Valores del coeficiente de erodibilidad de la <i>U.S.L.E</i> en función de la textura del perfil superficial del suelo y su contenido en materia orgánica..	170
Tabla 9. Valores medios del coeficiente de erodibilidad de la <i>U.S.L.E</i> en el Valle Central del río Guadalquivir..	171
Tabla 10. Valores del factor de cobertura vegetal de la <i>U.S.L.E</i> en España asociado a cada clase de uso del suelo contemplada en el <i>Corine Land Cover</i> del año 2006 ..	182
Tabla 11. Simplificación de los valores del factor de cobertura vegetal de la <i>U.S.L.E</i> aplicada en algunos estudios realizados en España..	183
Tabla 12. Valores del factor de cobertura vegetal de la <i>U.S.L.E</i> acordes a las clases de cultivos predominantes en el Valle Central del río Guadalquivir..	183
Tabla 13. Valores del factor de cobertura vegetal de la <i>U.S.L.E</i> en suelos forestales en el Valle Central del río Guadalquivir..	184
Tabla 14. Grupos Hidrológicos de Suelo en función de la textura del suelo..	193
Tabla 15. Algunas categorías de clasificación textural de las partículas de suelo..	209
Tabla 16. Patrón de clasificación textural de las partículas de suelo según la escala logarítmica de Udden-Wentworth (1922) ..	210
Tabla 17. Datos edáficos de partida considerados para la aplicación de la <i>M-U.S.L.E</i> en la cuenca hidrográfica del río Real..	259
Tabla 18. Comparación de los valores experimentales asignables al coeficiente de erodibilidad de la <i>U.S.L.E</i> según Stewart <i>et al.</i> y Moreira ..	261
Tabla 19. Datos de partida sobre el tipo de uso y cobertura vegetal del suelo considerados para la aplicación de la <i>M-U.S.L.E</i> en la cuenca hidrográfica del río Real..	262
Tabla 20. Códigos de tipología de uso y cobertura vegetal del suelo más comunes para la aplicación de la <i>M-U.S.L.E</i> en la red hidrográfica principal de acuerdo con los estándares establecidos por la <i>U.S.G.S</i> en Estados Unidos ..	263
Tabla 21. Datos edáficos de partida considerados para la aplicación de la <i>M-U.S.L.E</i> en la cuenca hidrográfica del río Verde..	278
Tabla 22. Datos de partida sobre el tipo de uso y cobertura vegetal del suelo considerados para la aplicación de la <i>M-U.S.L.E</i> en la cuenca hidrográfica del río Verde..	280
Tabla 23. Datos edáficos de partida considerados para la aplicación de la <i>M-U.S.L.E</i> en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza. Fuente: Elaboración propia..	291
Tabla 24. Datos de partida sobre el tipo de uso y cobertura vegetal del suelo considerados para la aplicación de la <i>M-U.S.L.E</i> en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza..	292
Tabla 25. Datos edáficos de partida considerados para la aplicación de la <i>M-U.S.L.E</i> en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina..	301
Tabla 26. Datos de partida sobre el tipo de uso y cobertura vegetal del suelo considerados para la aplicación de la <i>M-U.S.L.E</i> en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina ..	303

Tabla 27. Datos edáficos de partida considerados para la aplicación de la <i>M-U.S.L.E</i> en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá.	313
Tabla 28. Datos de partida sobre el tipo de uso y cobertura vegetal del suelo considerados para la aplicación de la <i>M-U.S.L.E</i> en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá.....	314
Tabla 29. Rendimiento sedimentario potencial (en Ton.) estimado para la red hidrográfica principal del área de estudio.	359
Tabla 30. Capacidad potencial de producción de sedimentos de la cuenca hidrográfica del río Verde estimada con anterioridad y posterioridad a la deforestación de S. Real.....	375
Tabla 31. Valor del Número de Curva de cada tipología de uso y cobertura vegetal del suelo contemplada por el <i>Corine Land Cover</i> y en función de la naturaleza edáfica de la red hidrográfica principal..	379
Tabla 32. Estimación del volumen total de escorrentía (en hm ³) generado en la red hidrográfica principal durante un evento puntual de precipitaciones especialmente intenso.....	380
Tabla 33. Estimación del volumen total de escorrentía (en hm ³) generado en la red hidrográfica principal durante el episodio de tormenta acontecido el mes de Diciembre de 2016.	381

Nota del autor

La presente Tesis ha comprendido un viaje de cinco años que comenzó en el año 2012 tras la realización del Master en Gestión del Territorio y el Medio Ambiente en la Universidad Pablo de Olavide de Sevilla. La realización del Trabajo Fin de Master me permitió la posibilidad de conocer y trabajar con el Prof. Dr. Gonzalo Malvárez, quién se convertiría posteriormente en el Director de esta Tesis, y compartir espacio y tiempo con todos los investigadores que componen el Grupo de Investigación de COSTAS.

Desde estas líneas, me gustaría hacer extensible mi mayor agradecimiento a Alessandro, Emilia, Gerard, Héctor, Macarena, Rocío y Teresa por todos los momentos buenos, menos buenos, de duro trabajo, de viajes a Congresos y Reuniones, cafés, comidas y cenas que hemos disfrutado juntos. Muchas gracias Emilia por toda tu ayuda y apoyo en estos años, he aprendido mucho de ti. Muchas gracias Alessandro por ser ese compañero de batalla que ha estado en todas durante estos años, incluidos los cursos de inglés, las campañas de muestreo o los Congresos. Muchas gracias Teresa por tu ayuda en la colección y análisis de muestras y a ti Gerard, por esa paciencia infinita y la predisposición que te caracteriza. Extender mi agradecimiento a la Prof. Dra. Fátima Navas, por hacer posible todo esto y por los excelentes consejos que he recibido por su parte durante todo este proceso, muchas gracias por todo.

Esta Tesis se presentó especialmente compleja en forma y fondo desde el comienzo, sin embargo la labor de Dirección de este trabajo ha sido encomiable. Desde aquí me gustaría mostrar mi más profundo agradecimiento al Prof. Dr. Gonzalo Malvárez, por hacerme partícipe de sus inquietudes e iniciarme en el campo de la investigación, por las valiosas conversaciones y los necesarios consejos que me ha transmitido sin importar dónde ni cuándo, por su dedicación durante este proceso y por la paciencia que ha dispuesto en los momentos en los que, seguramente, se lo he puesto más difícil. Muchas gracias por todo tu trabajo, sin el cual este estudio no habría sido posible, sírvanse estas líneas como muestra de mi profundo respeto y aprecio.

Aprovecho para brindar un especial recuerdo al origen de mi preocupación por el estudio de las costas desde una perspectiva interdisciplinar. Por ello, me gustaría agradecer todo el cariño y apoyo que he recibido desde los Departamentos de Ciencias de la Tierra y de Geografía, Historia y Filosofía de la Universidad de Cádiz desde que comencé mis estudios superiores en el año 2004, así como por sentar las bases de las inquietudes que, a ciencia cierta, compartimos hoy día.

Extender mi agradecimiento a mis compañeros del Laboratorio de Geografía, en especial a Andrea, Jesús y Miguel. Muchas gracias por las charlas, el ánimo y el apoyo recibido en todo el tiempo que hemos pasado juntos dentro y fuera de la UPO y por toda vuestra ayuda, muchas gracias por todo.

A mis padres. Esta Tesis ha llegado a su fin gracias a su apoyo incondicional, al ánimo que me han brindado en los momentos más difíciles y a lo mucho que me han allanado el camino. Este trabajo es tan suyo como mío, de modo que se lo dedico con todo mi cariño por todo lo que han luchado por mí, muchísimas gracias por estar siempre ahí.

A mis abuelos. A mi abuelo Manuel, por su sacrificio y dedicación, por ser mi mentor desde que era pequeño, por construir mis valores y por mostrarme la importancia de ser educado y de luchar por lo que uno quiere en la vida. Allá donde estés espero que sepas que esta Tesis va especialmente dedicada a ti.

Mi agradecimiento a Nazaret y al peque Gonzalo, por transmitirme la serenidad que se necesita para afrontar una etapa como ésta, por soportarme en los momentos difíciles y por brindarme una inmensa alegría que, sin duda, me ha servido de impulso durante todo este tiempo. Espero también que podáis disculparme por todo el tiempo que no he podido estar con vosotros, sobre todo en la fase final de esta Tesis, millones de gracias por el ánimo y apoyo que me habéis brindado tanto vosotros como vuestra familia.

A mis amigos y familia por todo lo que habéis batallado conmigo este tiempo. Sois los mejores.

A mis compañeros de la Consejería de Agricultura y Pesca, por vuestras muestras de interés y la ayuda moral que me habéis proporcionado durante la etapa final de este trabajo, muchas gracias por todo.

Y a todos aquellos que, de una forma u otra, han contribuido a que este trabajo llegase a su término, muchísimas gracias.

El autor.

A ti, abuelo.

1. Introducción

Los sistemas litorales y/o costeros se encuentran entre los ambientes más complejos del Planeta por la confluencia de múltiples sistemas dinámicos que interaccionan de forma permanente y con intensidades variables tanto en la parte emergida como en la sumergida y tanto en la natural como en la antrópica. Por ello, el estudio de los sistemas costeros resultan de especial interés desde múltiples perspectivas. Sin embargo, la complejidad de su estudio y la abundancia de intereses socioeconómicos concentrados en su comparativamente constreñido espacio hacen que el reto de la investigación y, por supuesto, la gestión de sus recursos, se encuentre entre los más difíciles de abordar desde una perspectiva científica. Multitud de estudios y otros tantos autores abordan esta complejidad desde numerosas perspectivas, y el consenso actual es que una visión multidisciplinar es la más adecuada para el estudio de cualquier problemática ambiental y socioeconómica de los entornos litorales. En latitudes medias del Planeta, además, la interacción del medio natural con el antrópico alcanza una dificultad extrema. En las orillas del Mediterráneo se registran los niveles de ocupación y explotación de recursos naturales más intensos y los efectos de estas interacciones son frecuentemente desconocidos, ignorados o simplemente subestimados. La presente Tesis se centra en el análisis integrado de un territorio costero Mediterráneo de gran dinamismo, como es la Costa del Sol, en el sur de España, que se halla sujeto a una compleja problemática ambiental que ha llevado en las últimas décadas a una distorsión del sistema sedimentario litoral con consecuencias aún desconocidas, aunque ya graves desde la perspectiva de la provisión de los servicios ecosistemas así como la propia gestión territorial. El origen de la distorsión podría estar directamente relacionada con la implantación de un agresivo modelo de desarrollo socioeconómico que ha inferido fuertes presiones sobre el suelo y los recursos naturales; pero no sólo en las últimas décadas, en las que la actividad turística ha artificializado por completo los primeros 5 kilómetros de la franja litoral. Las raíces del problema de la erosión del sistema sedimentario deben atribuirse a otros momentos de la implantación de las actividades socioeconómicas, con impactos directos sobre los usos del suelo y la gestión de los recursos naturales en las cuencas vertientes que han generado profundas anomalías y procesos crónicos e irreversibles de erosión, cuyos efectos se harán catastróficamente visibles en el futuro inmediato en los previsibles escenarios de subida del nivel del mar y de aumento de la actividad e intensidad de los temporales costeros.

Los datos obtenidos en el año 1990 en el Proyecto Corine Coastal Erosion resultaron desalentadores, reflejando que el 40% de las playas de Francia, España e Italia se encontraban, en dicho año, bajo un severo riesgo de erosión ([Özhan, 2002](#)). Resultados más recientes extraídos del Estudio Eurosion ([Comisión Europea, 2005](#)) muestran que en el año 2004 el 20% de las zonas costeras de Europa sufrieron impactos muy severos derivados de la erosión de la costa, estimándose una pérdida de superficie por este fenómeno del orden de 15 km² cada año, es decir, la superficie aproximada equivalente a 1.500 campos de fútbol.

La problemática económica y social que se deduce de la erosión costera es inmediata, generando la destrucción del mobiliario público y de las viviendas situadas en primera línea de playa, la devaluación económica de aquellas que acaban resistiendo a la incidencia de los temporales y, por encima de todo, el aumento del riesgo para la seguridad de las personas que habitan en las zonas costeras (McKibbin, 2016). Las consecuencias de este proceso son cada vez más graves, debido en gran parte a la aplicación de un intenso modelo de desarrollo socioeconómico y un desacertado planteamiento de ordenación territorial que ha resultado, en definitiva, en la aglomeración de urbanizaciones y, por tanto, de población, en espacios que se encuentran bajo la influencia de fenómenos costeros especialmente intensos. En este sentido, el mencionado estudio Eurosion refiere la necesidad de abandono de una media de 100 viviendas al año en la Unión Europea y una reducción del valor de mercado de más de 3.000 entre los años 1999 y 2002. En materia de seguridad para la población, la Dirección General de Protección Civil y Emergencias cifra el número total de víctimas mortales en España por desastres naturales entre los años 1995 y 2015 en 1.215, de las que el 27% fueron producidas por inundaciones, el 21% por temporales marítimos y el 5% por deslizamientos de ladera y aludes de nieve (M.A.P.A.M.A., 2016).

Según el informe elaborado el año anterior (M.A.G.R.A.M.A., 2015), la incidencia de temporales marítimos fue la causa principal de fallecidos por episodios naturales adversos en el año 2014, duplicándose el número de decesos respecto al año 2013 con un total de 18 víctimas mortales. En el año 2015 las causas principales fueron las inundaciones y avenidas, destacando el territorio de Andalucía como el área en el que mayor número de víctimas se produjeron (> 40 víctimas en el período 1990-2015).

La principal medida correctora orientada a abordar esta problemática se basa en la construcción de obras de defensa costera, iniciándose en los años 70 diversos estudios en España principalmente destinados a la protección de las zonas urbanas ante la incidencia de los temporales y a la conservación de los depósitos sedimentarios en las playas (Muñoz-Pérez y Gutiérrez-Más, 1999). Este tipo de actuaciones resultan sumamente costosas, cifrándose la inversión destinada a este objeto en la Unión Europea en el año 2001 en 3.200 millones de euros procedentes de fondos públicos, cuantía no destinada únicamente a la construcción de nuevas infraestructuras (53% del presupuesto total), sino también al mantenimiento de las que ya existían previamente (38% del presupuesto total; Comisión Europea, 2005).

El término del año 2016 ha sido catastrófico para las zonas costeras de la provincia de Málaga en términos de erosión de la costa y de daños estructurales en el mobiliario urbano, dado por la incidencia de sucesivos episodios de tormentas de elevada virulencia. El Plan Litoral de Andalucía del año 2017 (M.A.P.A.M.A., 2017) cifra la cuantía de los daños ocasionados en las zonas costeras del municipio de Marbella en más de 750.000 euros, sin tener en cuenta los daños generados al este de Marbella, cuya valoración se ha realizado de forma conjunta con los daños registrados en Fuengirola y Mijas (750.000 euros), muy superior en todo caso a la inversión que requerirán las ciudades de Málaga (198.000 euros) o Benalmádena (348.000 euros) entre otras.

Los daños causados tienen su origen, según el citado plan, en la formación de potentes escorrentías procedentes de la red fluvial, las cuales causaron serias inundaciones, el arrastre de material sólido terrígeno y severas pérdidas de arena en las playas. La cuantía reflejada en el caso de Marbella se destinará, según refiere el Plan Litoral, a la restitución del perfil de las playas y su estabilización mediante tareas de regeneración. No obstante estas cifras se prevén optimistas, pues la incidencia de fenómenos costeros intensos asociados a eventos de bajas presiones ha continuado durante los primeros meses del año 2017, anulando previsiblemente las actuaciones de regeneración y de montaje de infraestructuras de servicios que se suelen llevar a cabo en las playas de Marbella como preparativo a la afluencia de turistas en la festividad de Semana Santa.

La Comisión Europea, a través del citado proyecto Eurosion, alude a que los episodios actuales de erosión y de daños estructurales que se perciben en la costa responden a la conjunción de factores naturales y antrópicos, destacando entre estos últimos el estrepitoso aumento de las construcciones en el litoral, junto con la intervención de la fuente natural de aporte de sedimentos a los sistemas litorales mediante obras de ingeniería hidráulica, destinadas éstas a satisfacer una creciente demanda de recursos hídricos provocada, precisamente, por el aumento de la población en las zonas costeras.

La implantación de la industria del turismo en la Costa del Sol durante los años 60 del Siglo XX se materializó en un fuerte incremento en la superficie urbanizada en las zonas costeras. Según [Ferre y Ruíz-Sinoga \(1986\)](#), el municipio de Marbella pasó de albergar 532 viviendas en el año 1950 a un total de 5.610 en el año 1984, es decir, experimentó un incremento del 1.104% aproximadamente entre ambos años. Este proceso se produjo en sintonía con el fenómeno acontecido en el resto de la cuenca del Mar Mediterráneo, resultante en una gran aglomeración de infraestructuras en el litoral ante el afán por la construcción en un escenario cuya superficie marina, a título comparativo, es la tercera parte de la cuenca noroeste del Océano Atlántico según refiere la Agencia Europea de Medio Ambiente [E.E.A \(2006\)](#).

Este fenómeno se mantuvo en igualdad de intensidad durante el final del Siglo XX y el comienzo del S. XXI. De acuerdo con [E.E.A \(2005\)](#), las zonas costeras de Italia, Francia, España y Eslovenia fueron las que soportaron, entre los años 1990 y 2000, un crecimiento urbanístico más activo, registrando España más de un 20% de superficie urbanizada en el primer kilómetro de la franja costera, elevándose esta cifra por encima del 45% en la provincia de Málaga, litoral de Alicante y Cataluña. Según indican las cifras recientemente publicadas en el Informe TINSA ([TINSA, 2016](#)), el municipio de Marbella fue el que lideró este proceso entre el resto de municipios que configuran el litoral mediterráneo español, seguido de Torremolinos, alcanzando el ritmo máximo en la construcción de viviendas durante el primer trimestre del año 2008 y decayendo posteriormente debido a la crisis del mercado inmobiliario.

El aumento del proceso urbanizador en las zonas costeras estuvo motivado por un aumento de la demanda procedente del intenso flujo migratorio de la población residente en municipios de interior hacia la costa, debido a que el litoral concentró gran parte de las iniciativas de desarrollo industrial y económico durante los siglos XIX, XX y XXI y, de forma tangencial, transmitió a su vez una sensación de bienestar amparada en la suavidad del régimen térmico costero (E.E.A, 2013), características que, sin lugar a dudas, persisten en la actualidad. Según informa la citada fuente, las poblaciones residentes en la franja costera mediterránea de España y Francia experimentaron un crecimiento en dicho año de un orden entre el 10 y el 50%. Según reflejan los datos extraídos del Instituto Nacional de Estadística (en adelante I.N.E), el municipio costero del territorio andaluz que registró el mayor aumento de población entre los años 2000 y 2016 fue Almería con un 35,9%, seguido de Málaga con un 27,4%. En el caso opuesto se sitúa, entre otros, el municipio de Zamora, con un descenso de la población en el mismo período de tiempo del 11,33%.

La creciente demanda de recursos hídricos ligada al incremento de población residente en el litoral derivó, irremediablemente, en el desarrollo de actuaciones encaminadas a la captación de agua para consumo y riego. En este sentido, resulta esencial considerar que la principal fuente de aporte de sedimentos a las costas del Mar Mediterráneo proviene de los procesos de producción de sedimentos terrígenos a escala de cuenca hidrográfica (McDowell *et al.*, 1993; Malvárez, 1999), si bien Syvitski *et al.* (2003) indican que el 95% de los sedimentos que sirven de aporte a los océanos proceden, en términos globales, de la dinámica fluvial.

En relación a ello, la Comisión Europea (2017) advierte sobre la necesidad de prestar una mayor atención a los procesos de pérdida de suelo que tienen lugar a escala de cuenca hidrográfica, debido en parte a su impacto sobre actividades económicas de primer nivel. Entre ellas, Boardman y Poesen (2006) y Panagos *et al.* (2015b) destacan la captación de agua o la producción agrícola entre otras, las cuales son frecuentemente afectadas a través de la formación de potentes flujos de agua con abundante carga de sedimentos en suspensión.

Una de las definiciones del concepto de cuenca hidrográfica de uso recurrente en el campo de la investigación, y el que se considerará durante este estudio, es el que recoge la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE; en adelante D.M.A), la figura normativa de referencia para la gestión de recursos hídricos y de esencial entendimiento y aplicación por los países miembros de la Unión Europea. Según se extrae del punto 13 del Artículo 2 de la citada Directiva, las cuencas hidrográficas se definen texturalmente como *“las superficies de terreno cuya escorrentía superficial fluye en su totalidad a través de una serie de corrientes, ríos y, eventualmente, lagos, hacia el mar por una única desembocadura, estuario o delta”*.

Los procesos de producción de sedimentos terrígenos que sirven de aporte al sistema litoral en condiciones naturales maximizan su dimensión cuantitativa, y por tanto su torrencialidad, en aquellas áreas cuyo régimen climático se encuentra caracterizado por prolongados períodos de sequías junto con la ocurrencia de episodios de precipitaciones puntuales muy intensas, los cuales constituyen, en definitiva, el principal agente natural desencadenante del proceso erosivo en las cuencas hidrográficas ([Panagos *et al.*, 2015b](#)). Este es, precisamente, el régimen climático característico de la Cuenca Mediterránea en general y de la comarca occidental de la Costa del Sol según se extrae de [A.E.M.E.T \(2011\)](#), perfilándose por tanto el territorio de la Costa del Sol como un escenario muy susceptible de albergar potentes procesos erosivos inducidos por la formación de energéticas escorrentías superficiales, tal y como muestran las evidencias referidas en líneas anteriores. Además reúne todos los ingredientes necesarios para perfilarse como un escenario potencialmente responsable de la producción de elevados volúmenes de sedimentos terrígenos, como son, junto al clima, la presencia de laderas fuertemente pendientes, debido a la cercanía de los Sistemas Béticos al nivel del mar, litologías predominantemente impermeables, dada la abundancia de suelos ricos en limos y arcillas ([C.M.A, 2005](#)), la predominancia de vegetación arbustiva frente a una densa arboleda ([M.M.A.R.M, 2010](#)), ejerciendo así una menor protección del suelo ante la formación de escorrentía, y la presencia de una red hidrográfica de elevada longitud y caudal ([C.M.A.O.T, 2016](#)), capaz de soportar el transporte de abundantes volúmenes de sedimentos terrígenos, en términos potenciales, hacia el sistema litoral.

De acuerdo con los datos ofrecidos por [M.A.P.A.M.A \(2016\)](#), Andalucía constituyó en el año 2015 la segunda Comunidad Autónoma de España con mayores tasas medias anuales de pérdida de suelo, registrando un valor medio de 23,2 Ton/Ha, término muy cercano a la comunidad más erosiva de España, en este caso Cataluña con 23,7 Ton/Ha.

De acuerdo con [Gallegos \(2013\)](#), la fachada litoral occidental de la provincia de Málaga constituye una de las áreas que sufren los procesos de erosión potencial del suelo más intensos de la provincia. Según los resultados obtenidos por la citada fuente, los municipios que albergan, en términos estimados, las mayores tasas de erosión potencial del suelo son Benalmádena y Marbella con 130 y 113,1 Ton/Ha/año respectivamente. Estos valores pueden considerarse sumamente elevados al contemplar los datos que arrojarían, entre otros, los municipios de Estepona (42,5 Ton/Ha/año) o de Málaga (51,4 Ton/Ha/año). Estos datos se ajustan igualmente a los resultados obtenidos por [Panagos *et al.* \(2015b\)](#) en la Unión Europea en el año de referencia 2010, situándose el litoral occidental de la Costa del Sol entre aquellas áreas que registran el máximo rango de pérdida de suelo, en este caso superando las 50 Ton/Ha/año.

Resulta también muy recurrente la identificación de las prácticas agrícolas mecanizadas, y sin las adecuadas medidas de conservación del suelo, como uno de los principales agentes causantes de la erosión potencial del suelo (Blanco-Canqui y Lal, 2008; entre otros). En relación a ello, Panagos *et al.* sitúan a la provincia de Málaga entre aquellas regiones de la Unión Europea con mayores tasas medias de erosión en parcelas agrícolas, con valores medios situados entre las 10-20 Ton/Ha/año, ciertamente superiores al rango de 2-5 Ton/Ha/año en el que se situarían otras provincias tradicionalmente agrícolas en España, como el litoral de Almería o de la Región de Murcia.

En condiciones naturales, la tendencia descrita en líneas anteriores sería potencialmente responsable del aporte de cuantiosos volúmenes de sedimentos terrígenos al sistema litoral, más si cabe considerando que determinadas actividades antrópicas basadas en la explotación de los recursos naturales del suelo, como pueden ser, junto a la agricultura, la construcción o la industrialización, contribuyen a magnificar los procesos de erosión a escala de cuenca hidrográfica (Morgan, 2005; entre otros).

El desarrollo de este tipo de actividades económicas han conducido, por el contrario, a la implantación de otro tipo de actuaciones cuyo efecto es justamente el contrario, caso de la intervención de los cauces fluviales mediante embalses, presas y azudes. De acuerdo con Syvitski *et al.* (2005), la construcción de embalses es potencialmente causante de la reducción del aporte de sedimentos terrígenos al sistema litoral a escala oceánica global del orden de 1,4 billones de toneladas métricas cada año. Según las estimaciones obtenidas por la citada fuente, el 12% del volumen de sedimentos terrígenos que se generan en las cuencas hidrográficas de la Unión Europea queda retenido en los embalses, un valor significativamente elevado al considerar, por ejemplo, que Norte-América, cuya extensión superficial (21 Millones de Km² aproximadamente) duplica la de Europa, registraría un valor del 13%. De igual forma, Syvitski *et al.* indican que el 30% de los sedimentos terrígenos potencialmente generados en las cuencas hidrográficas vertientes al Mar Mediterráneo y Mar Negro quedaría retenido en los embalses, siendo este el valor máximo registrado en la red hidrográfica vertiente al resto de los océanos del planeta.

La Costa del Sol no ha quedado exenta de la masiva construcción de embalses a lo largo de su red hidrográfica. Según datos extraídos del Ministerio de Medio Ambiente referentes al año 2017, Málaga es la provincia costera mediterránea que reúne el mayor número de obras hidráulicas por unidad de superficie con 24 embalses repartidos en 7.308 Km² (1 embalse cada 300 Km²), seguida de Granada con 14 embalses en 12.635 Km² (1 embalse cada 900 Km²) y Almería con 4 embalses en 8.769 Km² (1 embalse cada 2.190 Km²). También sería superior al ser comparada con otras Comunidades Autónomas españolas de gran tradición agrícola, como la Región de Murcia, registrando un total de 20 embalses repartidos en 11.313 Km² (1 embalse cada 560 Km²) según la misma fuente.

Entre los municipios que integran la comarca occidental de la Costa del Sol, la ciudad de Marbella ha sido la que ha concentrado, no únicamente el mayor número de actuaciones hidráulicas, sino también las de mayor envergadura, encontrándose compuesta en la actualidad por un total de 7 embalses que datan de los siglos XIX y XX, prácticamente el 30% del número total de embalses construidos en la provincia de Málaga. Entre ellos destaca el embalse de La Concepción, construido en el año 1971 con objeto de satisfacer la demanda de recursos hídricos de la totalidad de la comarca occidental de la Costa del Sol.

El efecto que este tipo de actuaciones generan sobre la dinámica continental de los sedimentos ha sido extensamente abordada en la literatura ([Randle et al. 2006](#); entre otros), actuando como verdaderas trampas de sedimentos. Las consecuencias son extremas, traducidas en la drástica reducción de los aportes de sedimentos terrígenos al sistema litoral que exigen, en consecuencia, la implantación, cada vez más recurrente, de otro tipo de actuaciones, como las regeneraciones artificiales de las playas, así como la inversión de cuantioso capital público destinado a la localización de reservorios *offshore* que sirvan de fuente de aporte sedimentario. Según datos facilitados por el Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente (M.A.G.R.A.M.A), entre los años 2004 a 2006 la Administración del Estado destinó un total de 595.000 € a la regeneración artificial de las playas de Marbella, dato que puede resultar contenido al atender a otras actuaciones llevadas a cabo en el litoral andaluz atlántico, caso de la regeneración de la playa de La Victoria en Cádiz en el año 2015, tasada en una inversión de 1.379.000 € según fuentes del M.A.G.R.A.M.A. La razón de ello será discutida a lo largo del presente estudio, si bien podría ampararse en la cercanía de la fuente de aportes en el caso de Marbella y en determinadas características morfosedimentarias de la plataforma continental, debiéndose considerar igualmente que estas actuaciones se realizan en el litoral de Marbella cada año, e incluso varias veces al año debido a imprecisiones en el proceso de toma de decisiones o a la ineficacia en la previsión de eventos de bajas presiones más allá de los meses de marzo y abril, tal y como está ocurriendo este año 2017.

La distribución de obras hidráulicas en el municipio de Marbella se presenta, de forma introductoria, en la figura 1, en la que se ha representado el Sistema Trasvase Guadalmanza-Guadalmina-Guadaiza al embalse de La Concepción, una obra de ingeniería hidráulica sin precedentes en la provincia de Málaga, desarrollada en el año 1995 con el fin de asegurar unos niveles mínimos de agua en el embalse de La Concepción bajo cualquier circunstancia. De acuerdo con [López-Geta et al. \(2001\)](#) y [Gómez-Gómez et al. \(2001\)](#), el 54% de los recursos hídricos embalsados en la Costa del Sol Occidental es destinado a satisfacer la demanda de consumo urbano, el 38% a cubrir las necesidades de riego en parcelas agrícolas y el 3% es destinado al riego de los numerosos campos de golf construidos en las cuencas bajas de la red hidrográfica, es decir, el 57% del agua embalsada es destinada a usos directamente relacionados con la implantación de la industria del turismo en la comarca.

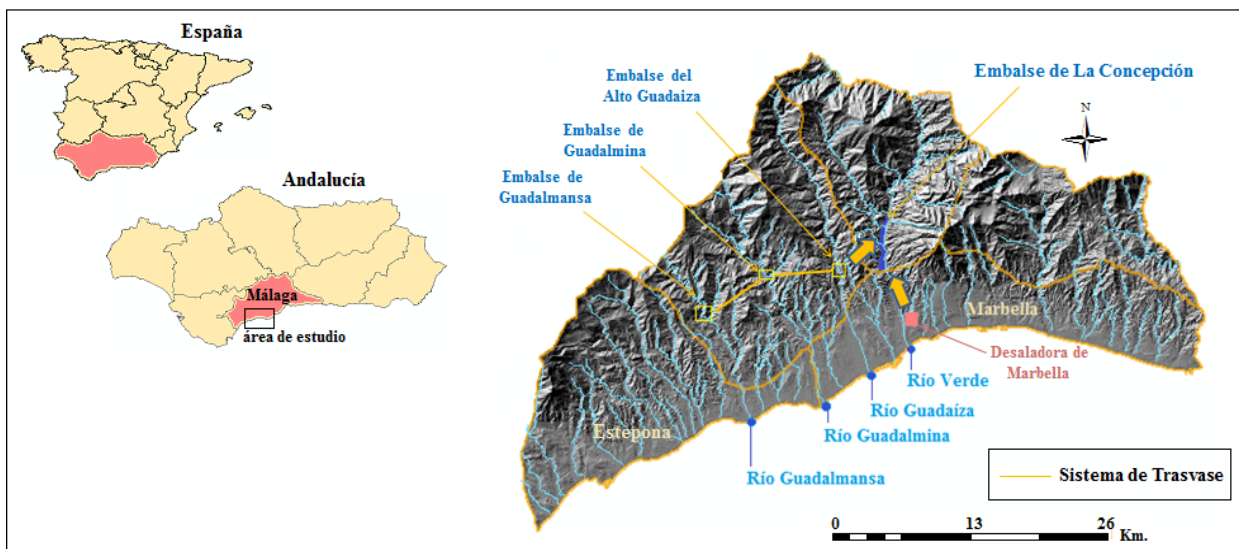


Figura 1. Introducción a la configuración de la red hidrográfica del área de estudio.

Fuente: Elaboración propia.

Uno de los aspectos que causan mayor preocupación en el marco del presente estudio es la tasa de aporte sedimentario que recibe el embalse de La Concepción durante episodios de intensas precipitaciones. Constituye objeto de especulación el hecho de asumir una elevada tasa de aportes durante momentos de crecidas puntuales, fenómeno muy probable teniendo en cuenta que uno de los principales usos al que se destina dicho embalse es la laminación de avenidas. Ello despierta un elevado grado de interés por ahondar sobre el paradigma de la sedimentación de los embalses a escala regional y local desde una perspectiva de gestión, resultando una cuestión de máxima relevancia y repercusión en escenarios marcadamente deficitarios como la Costa del Sol, en los que el sedimento debería considerarse como un recurso natural de vital importancia.

Más allá de la drástica reducción en la tasa de aporte sedimentario que lleva aparejada la construcción de obras de captación de recursos hídricos en la red hidrográfica, es posible distinguir en la actualidad la presencia de relictos dunares que se alternan entre construcciones de diversa naturaleza y que describen un estado de conservación significativamente pobre. En los años 50 del S. XX, tales relictos conformaban un cordón dunar aparentemente homogéneo que se extendía desde la desembocadura del río Real, en el eje central de la ensenada de Marbella, hasta su extremo oriental, lugar en el que se emplazan las dunas de Artola, protegidas como Monumento Natural en el año 2003 por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

Debido a la intensidad de la trama urbana que se concentra desde la línea de costa hasta la falda de los Sistemas Béticos y a las discontinuidades morfológicas y de cobertura vegetal que refleja la corteza continental, resulta sumamente complejo identificar la superficie real de dichos depósitos sedimentarios, si bien es plausible que el volumen de sedimentos que albergan es potencialmente elevado, lo cual se ajustaría al hipotético registro de potentes tasas potenciales de producción de sedimentos terrígenos a escala de cuenca hidrográfica.

Dicha riqueza sedimentaria también se refleja en la plataforma continental sumergida, en donde destaca la presencia de un potente banco de sedimentos, denominado Placer de las Bóvedas, que se ubica frente a la desembocadura del río Guadalmina, en el extremo occidental de la ensenada.

Todo ello sugiere que el área de estudio ha constituido en tiempo pasado el escenario de una intensa dinámica sedimentaria continental y litoral, comportamiento sujeto a alteración ante la implantación de determinadas actuaciones, tal y como se ha introducido en líneas anteriores, hasta dar lugar a un nuevo escenario con severas carencias sedimentarias directamente ligadas a la reducción, o práctica anulación, de los mecanismos de aporte sedimentario de origen terrígeno.

El análisis de la dinámica de los sedimentos, tanto a escala continental como litoral, en escenarios sumamente dinámicos como la Costa del Sol suele ser complejo, requiriendo habitualmente la aplicación de un planteamiento metodológico basado en la irrupción en diferentes disciplinas dentro del campo de la geomorfología litoral, como es el caso del presente estudio. Junto a la evaluación de la capacidad potencial de producción de sedimentos de las cuencas hidrográficas vertientes al área de estudio, el análisis de las texturas de los sedimentos que conforman los relictos dunares que aún se conservan se prevé esencial a fin de evaluar la naturaleza del proceso de transporte continental, litoral y, finalmente, eólico, al que han estado sometidos los sedimentos que configuran las dunas y mantos eólicos del área de estudio ([Kidd y Bossong, 1987](#); entre otros).

Considerando el elevado grado de incertidumbre en torno a la dimensión superficial real que adquieren los mantos eólicos del área de estudio, se recurre además a la datación de una muestra de sedimentos obtenida a cierta distancia de la línea de costa actual. Entre las diversas técnicas de datación que se utilizan en la actualidad, como las radiométricas (Carbono 14, entre otros), luminiscencia térmica (Termoluminiscencia), resonancia electrón-spin o trazadores de fisión entre otras, se recurre en este estudio a la luminiscencia óptica (*Optically Stimulated Luminescence*; en adelante *O.S.L.*), basada en determinar el momento en el que las partículas de sedimento estuvieron expuestas a la luz solar por última vez durante la fase de transporte. La utilización de esta técnica ha sido sumamente recurrente en el campo de la geología, la arqueología y la geomorfología para la elaboración de dataciones a lo largo de intervalos temporales muy diversos, ofreciendo resultados satisfactorios entre el rango de la decena de años hasta los 500.000 años aproximadamente ([Fernández-Mosquera y Sanjurjo, 2010](#); entre otros).

Objetivos del estudio

Desde el punto de vista del medio físico del litoral de la Costa del Sol, existen antecedentes recientes de estudios que destacan la complejidad de los procesos físico-ambientales que soporta. Entre los pioneros resulta conveniente destacar el trabajo de [Malvárez \(1999\)](#), en el que se abordó la caracterización de los procesos morfodinámicos de la Costa del Sol de acuerdo al régimen climático y la morfología de la plataforma continental, ambos factores muy característicos en el área de estudio y de gran relevancia en su dinámica sedimentaria. Más tarde, el estudio de [Malvárez \(2012\)](#) proporcionó una descripción pormenorizada de las principales actuaciones de estabilización de la línea de costa que se llevaron a cabo en el litoral de Marbella a raíz de la implantación de la industria del turismo en la comarca, abordando detalladamente la repercusión de dichas iniciativas sobre el estado de conservación del medio físico, principalmente en términos de la dinámica de los sedimentos. Posteriormente, [Guisado-Pintado \(2012; 2013\)](#) abordaron, de forma novedosa, la caracterización de la morfodinámica de la ensenada de Marbella desde una perspectiva fisiográfica a escala de célula litoral, contrastando el comportamiento del oleaje ante diferentes condiciones climáticas con su efecto en la línea de costa. En un estudio más reciente llevado a cabo por [Guisado-Pintado et al. \(2015\)](#), los autores analizaron el comportamiento de la dinámica sedimentaria litoral, conforme a la caracterización morfodinámica de la ensenada de Marbella acometida en los estudios llevados a cabo en los años 2012 y 2013, ante diferentes escenarios temporales.

Según se extrae de tales estudios, el medio físico de la ensenada de Marbella constituye un complejo sistema de engranajes interconectados entre sí cuyo diagnóstico ha sido abordado, hasta la fecha, 1) a través de la caracterización del régimen morfodinámico costero como principal agente natural encargado de modular los mecanismos de transporte sedimentario litoral y 2) mediante el análisis del efecto de las actuaciones llevadas a cabo en el litoral durante el S. XX sobre la dinámica de los sedimentos. En base a estas premisas, el presente trabajo pretende aportar un eslabón adicional que complete el paradigma sobre el origen de los depósitos sedimentarios presentes en la ensenada de Marbella, en este caso a través de (i) la caracterización de los factores ambientales que regulan el comportamiento del medio físico en términos de su dinámica sedimentaria, (ii) la caracterización del modelo de desarrollo socioeconómico implementado en la Costa del Sol Occidental como agente responsable de un cambio de escenario sedimentario y, finalmente, (iii) la evaluación del rendimiento sedimentario potencial de las cuencas hidrográficas vertientes al sistema litoral como fuentes primarias de aporte de sedimentos terrígenos, así como el efecto de los cambios en los usos del suelo derivados de la implantación de dicho modelo socioeconómico en este fenómeno.

Organización de contenidos

La presente Tesis se encuentra conceptualmente estructurada en torno a una secuencia en la que se caracterizan los ambientes de producción de sedimentos del sistema natural emergido, se analizan las intervenciones en las cuencas vertientes y se cualifican las distorsiones introducidas para luego establecer la complejidad de la gestión de los sedimentos una vez retirados del sistema morfosedimentario natural (Fig. 2). En este sentido, se aborda el análisis de la normativa y las metodologías existentes para la regulación y posible reutilización (o reintroducción en el sistema natural) de los sedimentos retenidos en pantanos de la zona de estudio, atendiendo a una visión de experiencia comparada con otros escenarios similares en el mundo.

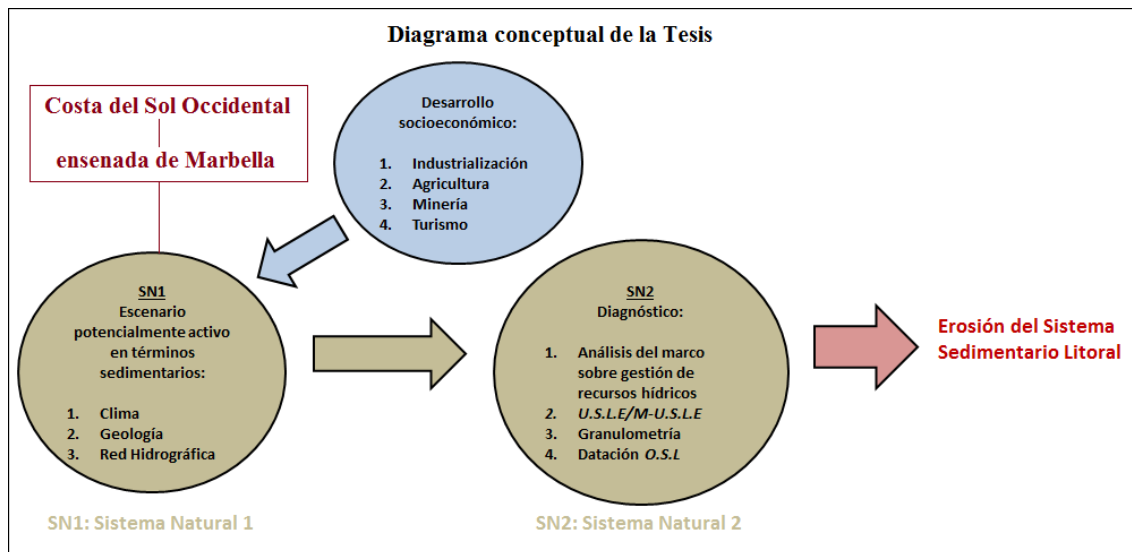


Figura 2. Diagrama conceptual de la Tesis. Fuente: Elaboración propia.

1.1 Marco territorial y geográfico del área de estudio: Medio Físico

La articulación interna de la Comunidad Autónoma de Andalucía, así como la distribución geográfica de los usos del suelo y de sus recursos, fueron definidas en la [Ley 1/1994, de 11 de enero](#), de Ordenación del Territorio de la Comunidad Autónoma de Andalucía.

La Ordenación del Territorio (en adelante O.T) constituye un instrumento de planificación esencial por el cual se establece la configuración de los límites físicos del territorio, definiéndose en la Carta Europea de la Ordenación del Territorio ([Consejo de Europa, 1983](#)) como “*la expresión espacial de las políticas económicas, social, cultural y ecológica de toda sociedad*”. Este concepto, en realidad, ha sido escasamente practicado en enclaves como la Costa del Sol, en donde se inclinó la balanza hacia el desarrollo de intensas políticas económicas desatendiendo la condición ecológica y el comportamiento natural del medio físico.

La aprobación de la Ley 1/1994 requirió la formulación de dos instrumentos de planificación territorial, el Plan de Ordenación del Territorio de Andalucía (en adelante P.O.T.A; [C.O.P.T, 2006a](#)) y los Planes de Ordenación del Territorio de ámbito subregional. Atendiendo al P.O.T.A, la definición de instrumentos de planificación a escala subregional, con especial atención a las áreas litorales, se fundamenta en la necesidad de atender los requerimientos de ordenación de aquellos espacios que registran una dinámica muy intensa y en los que se produce, además, la conjunción de usos del suelo de diversa naturaleza.

En este contexto la Costa del Sol, cuya franja litoral se extiende desde Nerja, al este, hasta Estepona, al oeste, constituye probablemente una de las zonas costeras más dinámicas de la Comunidad Autónoma de Andalucía y de España, concentrando una elevada variedad de usos del suelo y de explotación de sus recursos. Uno de los principales fue el turismo, albergando la provincia de Málaga en el mes de junio del año 1999, según datos extraídos del Instituto Nacional de Estadística (en adelante I.N.E), un número total de viajeros de 358.792, reflejando en comparación la provincia de Cádiz un total de 126.902 viajeros o 146.636 la provincia de Granada en el mismo mes y año. El Producto Interior Bruto (en adelante P.I.B) de la provincia de Málaga también reflejó un fuerte incremento durante las dos últimas décadas del S. XX, arrojando los datos extraídos del I.N.E un valor de 310.897 Millones de pesetas en el año 1980, 644.474 Millones de pesetas en el año 1985, aproximadamente 1,6 Billones de pesetas (9.835,852 Millones de €) en el año 1995 y de aproximadamente 2 Billones de pesetas (13.478,231 Millones de €) en el año 1999.

Uno de los principales activos de la provincia de Málaga se centralizó en torno al turismo del golf, sin embargo la construcción de campos de golf se mantuvo a un ritmo similar durante las dos últimas décadas del S. XX con 9 y 10 unidades respectivamente, mostrando por el contrario un crecimiento más significativo entre los años 2000 y 2009, con 18 nuevos campos de golf construidos respecto al período anterior ([Villar-Lama, 2011](#)).

La articulación territorial de la Costa del Sol fue abordada mediante la definición de dos instrumentos de planificación de ámbito subregional, el Plan de Ordenación del Territorio de la Costa del Sol Occidental (C.O.P.T, 2006b) y el Plan de Ordenación del Territorio de la Costa del Sol Oriental y Axarquía (C.O.P.T, 2006c).

El presente estudio se focaliza en la ensenada de Marbella, cuya articulación territorial se regiría en la actualidad por el P.O.T de la Costa del Sol Occidental. Se trata de una afirmación hipotética, pues fue declarado de nulo derecho en el mes de noviembre del año 2015 por el Tribunal Supremo de Justicia, de modo que la ordenación del territorio de la comarca occidental de la Costa del Sol se encuentra en la actualidad en un limbo administrativo a expensas de que la Administración Regional redacte una nueva versión, acontecimiento que en la fecha de publicación del presente estudio aún no se ha producido. En cualquier caso, su ámbito territorial y geográfico permanece invariante, no previéndose además ningún cambio en la articulación contemplada en un futuro.

El ámbito territorial de la Costa del Sol Occidental comprende, por orden alfabético, los municipios de Benahavís, Casares, Estepona, Fuengirola, Istán, Manilva, Marbella, Mijas y Ojén. Entre ellos, los municipios costeros son Estepona, Fuengirola, Manilva, Marbella y Mijas, con la particularidad de que el municipio histórico de este último se encuentra desligado de su asentamiento costero (denominado Mijas-Costa) en una distancia aproximada de cinco kilómetros, considerándose el resto como municipios estrictamente de interior.

El municipio de Marbella constituye el eje territorial que ha liderado el devenir socioeconómico de la Costa del Sol Occidental durante los últimos cuatro siglos. Se trata del municipio con el mayor registro de población (Fig. 3.A) respecto al total de habitantes de la comarca occidental de la Costa del Sol (Fig. 3.B), presentando un total de 139.537 habitantes que equivalen al 35,24% de la cifra de poblacional total de la comarca, según revelan las series de datos publicadas el 1 de enero del año 2015 por el I.N.E. Al combinar los datos de población con aquellos correspondientes a la extensión superficial (en km²) de cada uno de los municipios, colectados y publicados por el Observatorio Socioeconómico de la Provincia de Málaga en el mes de abril del año 2015 (Fig. 3.C), resultaría un valor numérico contemplado en adelante como un índice que informa de la densidad de habitantes (nº) por unidad de superficie (km²) que registraría cada municipio (Fig. 3.D).

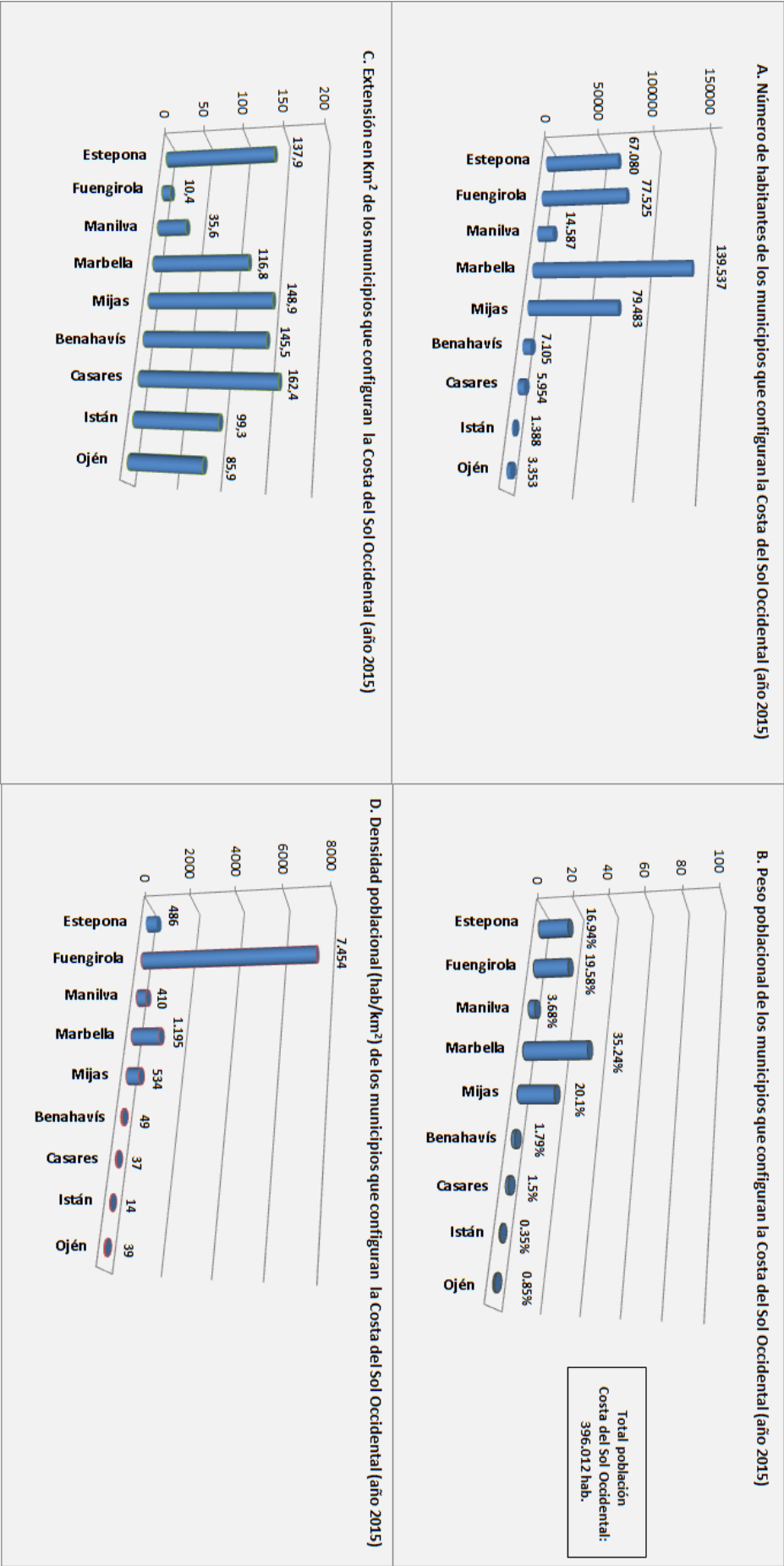


Figura 3. Comparativa de los datos de población y extensión superficial de los municipios que configuran la Costa del Sol Occidental en el año 2015. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos proporcionados por el I.N.E y el Observatorio Socioeconómico de la Provincia de Málaga.

Según revelan los datos reflejados en la figura 3, el municipio de Marbella es el más poblado aunque no el más extenso, siendo superado en superficie por los municipios costeros de Estepona y Mijas, así como por Benahavís y Casares, ambos de interior, lo cual revela la especial trascendencia territorial y socioeconómica de la que dispone la ciudad de Marbella en el contexto geográfico de la Costa del Sol Occidental. Dicha consideración es corroborada por el índice de densidad poblacional presentado en la figura 3.D. Sus cifras muestran como el municipio de Marbella registra una densidad poblacional de 1.195 hab/km², superada únicamente por la extraordinaria cifra de 7.454 hab/km² que presenta el municipio de Fuengirola, fenómeno fundamentado en su escasa superficie (10,4 km²).

Por el contrario, los municipios que presentan una densidad poblacional más contenida serían, por orden numérico, Istán (14 hab/km²), Casares (37 hab/km²), Ojén (39 hab/km²) y Benahavís (49 hab/km²), todos ellos municipios de interior. A la vista de tales datos se evidencia la elevada concentración de habitantes que padecen las zonas costeras de la Costa del Sol Occidental, debido en parte al desplazamiento de la población desde las áreas rurales hacia el litoral motivado en gran medida por su destacable prosperidad económica a través de mayores oportunidades de empleo.

El Término Municipal de Marbella limita al norte con los municipios de Ojén e Istán, al oeste con Benahavís y Estepona, al este con Mijas y al sur con el Mar de Alborán a través de la ensenada de Marbella (Fig. 4), considerada una de las principales unidades litorales de la Costa del Sol Occidental.

El marco geográfico de la ensenada de Marbella comprende desde Punta de Baños al oeste hasta Punta Calaburras al este. Su franja litoral se extiende a lo largo de una longitud aproximada de 27 Km. en la que se emplazan un total de 26 playas según informa el Catálogo de Playas *online* actualizado al año 2016, elaborado por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (en adelante M.A.G.R.A.M.A). La caracterización geodinámica y granulométrica de cada una de ellas se encuentra directamente influenciada por la naturaleza del clima marítimo característico del Mar de Alborán, considerado el espacio marino que sirve de transición entre el Mar Mediterráneo y el Océano Atlántico y, a su vez, el motor hidrológico de la vertiente Mediterránea Occidental ([Alcántara y Simard, 2008](#)), extendiéndose su marco geográfico desde el Estrecho de Gibraltar, al oeste, hasta una línea imaginaria que uniría el Cabo de Gata (en Almería, España) con el Cabo Fégalo (en Orán, Argelia).

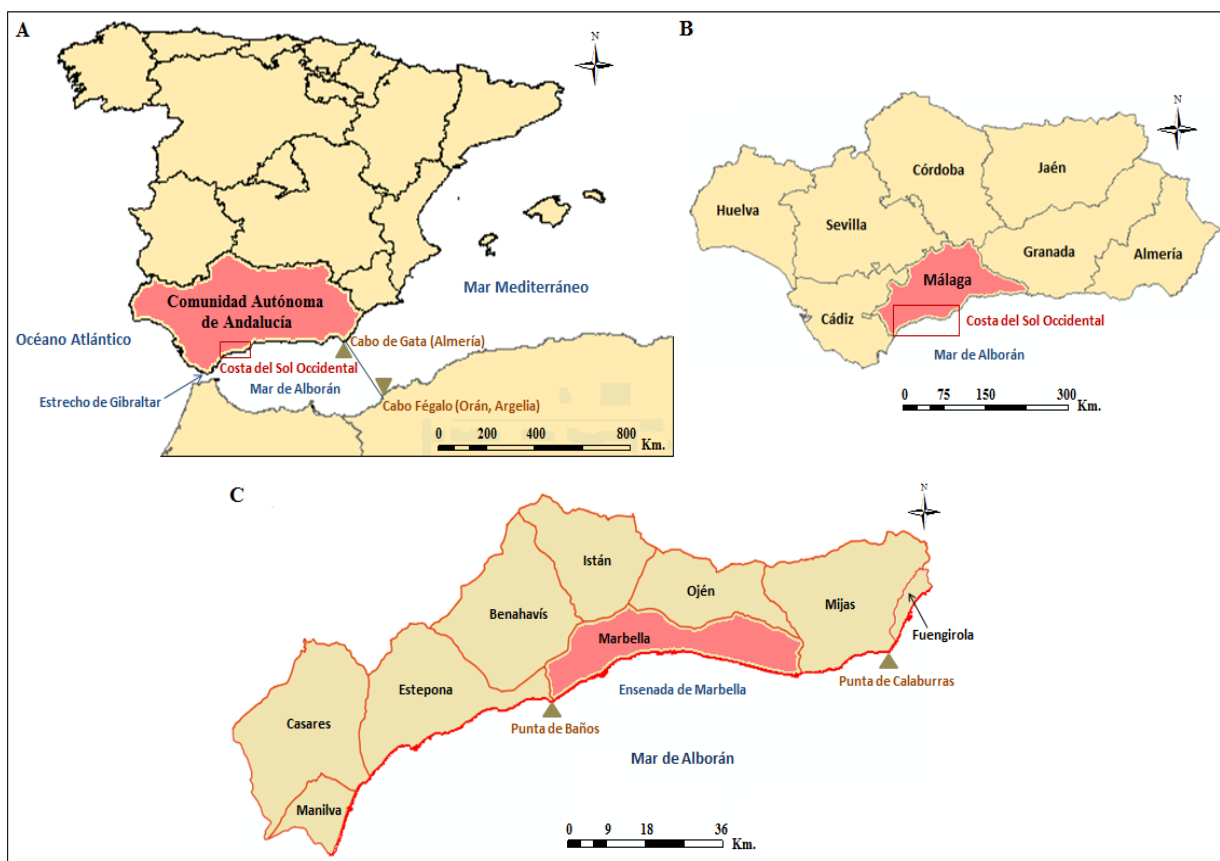


Figura 4. Marco geográfico del área de estudio en el contexto de la comarca occidental de la Costa del Sol. Fuente: Elaboración propia.

El municipio de Marbella se encuentra muy influenciado por su activa orografía, conferida por la cercanía de los Sistemas Béticos al nivel del mar. Su Término Municipal se halla sesgado de W a E por un complejo montañoso que conforma el extremo occidental de la Cordillera Penibética (Fig. 5), cadena montañosa situada al sur del surco Intrabético y que discurre próxima al litoral sur andaluz, desde la Provincia de Cádiz hasta Almería, el cual ha actuado como límite fisiográfico natural al proceso de expansión de las superficies urbanas hacia el norte. Su configuración actual es fruto del proceso orogénico alpino acontecido en la Era Terciaria por el que se produjo el contacto entre las placas tectónicas Africana y Europea y el Macizo Hespérico, dando origen a la formación de los Sistemas Béticos, proceso que será presentado con mayor detalle en el Capítulo 1.1.2.

El macizo montañoso que actúa como cierre al flanco occidental de la ensenada de Marbella y, a su vez, al complejo montañoso de la Serranía de Ronda al suroeste es Sierra Bermeja, ubicándose mayoritariamente en el Término Municipal de Estepona. El pico de máxima altura de S. Bermeja es el Cerro Abanto, con una cota altimétrica de 1.508 m.s.n.m. Su naturaleza mineralógica ha suscitado el interés de expertos geógrafos y geólogos durante los siglos XX y XXI, dado que en él se sitúa uno de los mayores afloramientos ultramáficos de Europa, referidos habitualmente como peridotitas de Ronda (Gómez-Zotano, 2006b).

La presencia de este tipo de formaciones en la superficie no es muy común, ya que constituye una roca ígnea ultrabásica que compone las capas más profundas del manto terrestre, registrándose por ejemplo otras de similar naturaleza en los Estados Unidos. Estas formaciones peridotíticas constituyen además el hábitat del pinsapo (*Abies pinsapo*), una especie arbórea de la familia *Pinaceae* (Pináceas) cuya presencia sobre este tipo de minerales, así como la elevada cota topográfica a la que se encuentran, supone una extraordinaria rareza objeto de interés científico.

En la prolongación de Sierra Bermeja hacia el este se ubica la Sierra Palmitera, situada mayoritariamente en el Término Municipal de Benahavís, entre los cauces de los ríos Guadalmina y Guadalmansa, registrándose su máxima cota altimétrica en el Pico de Encinetas con 1.474 m.s.n.m. Al este de ambos sistemas montañosos se asienta Sierra Blanca, término que recibe por su composición mayoritariamente caliza y marmórea, extendiéndose parcialmente a lo largo de los Términos Municipales de Marbella, Istán, Ojén y Monda, este último perteneciente a la comarca de la Sierra de las Nieves. El punto más elevado corresponde al Pico del Lastonar con una cota altimétrica de 1.275 m.s.n.m, no obstante el emblema de este sistema montañoso lo constituye el Pico de La Concha con una cota altimétrica de 1.215 m.s.n.m. Su nombre hace alusión a su morfología, presentando en el punto más álgido de su cara expuesta hacia el municipio de Marbella (o hacia el mar) una pequeña cuenca de recepción con forma de concha marina formada probablemente por los procesos de disolución de la caliza.

Al norte de Sierra Blanca se ubica la Sierra de las Nieves, un sistema montañoso con especial relevancia al objeto del presente estudio ya que su punto de máxima cota topográfica, el Pico Torrecilla con 1.919 m.s.n.m, es a su vez el más elevado de la cuenca hidrográfica del río Verde, probablemente la de mayor significación de las cuencas hidrográficas vertientes a la ensenada de Marbella en términos de superficie, potencial hídrico y rendimiento sedimentario potencial.

Al este de Sierra Blanca se ubica la Sierra Alpujata, también llamada Sierra Parda o de Ojén, la cual registra su máxima cota altimétrica de 1.074 m.s.n.m en el Pico Castillejos, extendiéndose sus límites geográficos desde el Puerto de los Pescadores, limitante con Sierra de Mijas al este, hasta las estribaciones de Sierra Blanca, en el Término Municipal de Ojén.

El macizo montañoso que actúa como cierre del flanco oriental de la ensenada de Marbella es la Sierra de Mijas, registrando su máxima cota topográfica en el Pico de Mijas con 1.150 m.s.n.m, sirviendo además como elemento fronterizo entre los municipios de Mijas y Fuengirola y los que integran la comarca del Valle del Guadalhorce al norte.

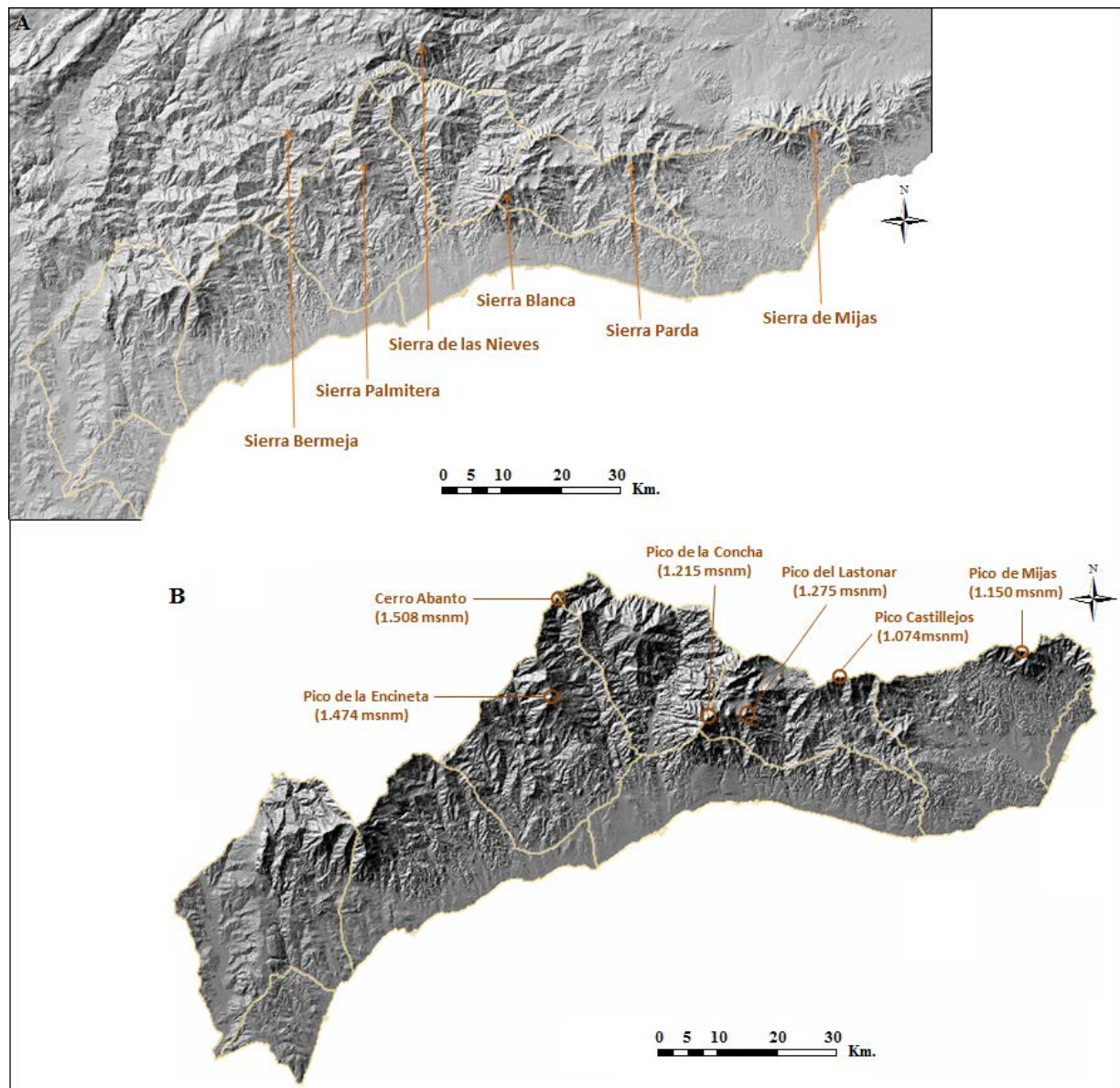


Figura 5. Ubicación de los sistemas montañosos y puntos orográficos de interés de la Costa del Sol Occidental. Fuente: Elaboración propia.

1.1.1 Caracterización climática del área de estudio

1.1.1.1 El clima en la Costa del Sol Occidental

El clima constituye un factor esencial que condiciona la prosperidad de las actividades económicas a largo plazo ([Segura-Cayuela, 2008](#)), destacando entre ellas el turismo en determinadas áreas como la Cuenca del Mediterráneo en general y la Costa del Sol en particular. Según apunta el autor, existe una correlación positiva entre aquellos países que se sitúan más alejados del ecuador (con un clima más frío) y aquellos que disponen de una renta per cápita más elevada, fenómeno que, según algunas teorías extremistas formuladas entre los siglos XVI y XVIII, se encontraría fundamentado en la mayor tendencia de los países de clima más cálido hacia la pérdida de productividad económica ([Machiavelli, 1519](#); [Montesquieu, 1748](#)). Otras teorías desarrolladas posteriormente revelaron que la justificación de dicho fenómeno residía, de una parte, en el hecho de que el éxito de determinadas actividades económicas, por ejemplo la agricultura y la ganadería en el continente Europeo y Asiático, actuó de puente para el desarrollo tecnológico y el emprendimiento de otras actividades económicas más ambiciosas ([Diamond, 1997](#)) y, por otro lado, en el mayor grado de afección que las enfermedades infecciosas registraron en aquellos países situados con proximidad al ecuador, fenómeno derivado a su vez de la falta de recursos económicos ([Sachs, 2001](#)).

De acuerdo con dichas teorías, la relación que existe entre la naturaleza del clima y el éxito de las actividades económicas se muestra muy clara. Según [Butler \(1986\)](#) y [Gómez-Martín \(2005\)](#), existen dos tipos de factores que intervienen en el éxito de tales actividades; de naturaleza espacial, los cuales aluden a la relación que existe entre las propiedades intrínsecas del territorio y la naturaleza de las actividades socioeconómicas que en él se desarrollan (accesibilidad, transportes, costes, mercado, etc.), y estrictamente ambientales, tales como la naturaleza del clima, la geología, hidrología, topografía, fauna o la vegetación entre otras.

En el área de estudio, los factores ambientales han ejercido una implicación directa en la naturaleza y magnitud del modelo de desarrollo socioeconómico implementado durante los siglos XVII al XXI. Entre las diversas actividades económicas desarrolladas en este contexto temporal ya se ha apuntado el destacado impacto de la implantación de la industria del turismo sobre el estado de conservación del medio físico, cuyo éxito se ha encontrado relacionado, en gran medida, con la estabilidad del régimen climático. De acuerdo con [Coll y Seguí-Llinás \(2014\)](#), el clima actúa como factor de atracción turística en el momento en el que incide positivamente sobre la inversión de un cierto capital económico por parte del turista, fenómeno contrastado en la Costa del Sol dada la inclusión de ciertos indicadores climáticos, tales como la suavidad térmica anual y la elevada tasa anual de insolación, en la oferta turística.

De acuerdo con la información que ofrece el Atlas Nacional de España, elaborado por el Instituto Geográfico Nacional (en adelante I.G.N), el clima característico del municipio de Marbella es de tipo estepario caluroso (BSh), considerando la nomenclatura sobre la clasificación del clima establecida por Köppen en el año 1918, tendente a frío (BSk) en el norte del municipio y a templado lluvioso con verano seco y caluroso (CSa) en el norte de la provincia de Málaga.

Sin embargo, este tipo de clima puede experimentar variaciones a escala comarcal. Según refleja el Mapa de Áreas Geográficas para la elaboración de estadísticas climáticas, accesible a través de la REDIAM, el clima de la comarca occidental de la Costa del Sol es de tipo Mediterráneo Subtropical, caracterizado por registrar temperaturas suaves y lluvias intensas aunque estacionales.

Según muestra la memoria de información del P.G.O.U de 1986, vigente en la actualidad en el área de estudio, la temperatura media anual oscila en torno a los 18°C, registrando la ciudad de Marbella la amplitud térmica más baja del conjunto de municipios litorales de la provincia de Málaga (11,7°C). Este dato revela la elevada estabilidad y bonanza del régimen térmico de la comarca occidental de la Costa del Sol, fenómeno ligado al efecto regulador de la temperatura que imprime la cercanía del mar, la protección que ejercen los sistemas montañosos de S. Bermeja, S. Palmera, S. de las Nieves y S. Blanca contra la incidencia de los vientos fríos procedentes del noroeste y, aunque de forma puntual, a la cercanía del continente africano, responsable de la incidencia de masas de aire cálido y seco de componente sur.

En cuanto al régimen de precipitaciones, éstas proceden en su mayoría del oeste, a partir de los frentes de bajas presiones que se originan en el Océano Atlántico y que se desplazan hacia la Cuenca Mediterránea en sentido este. El efecto de abrigo que los sistemas montañosos ejercen al municipio de Marbella vuelve a perfilarse como un agente clave en la regulación del régimen de precipitaciones, ocurriendo que las borrascas que se desplazan habitualmente en dirección noroeste-sureste se topan con las elevadas cumbres de los sistemas montañosos de S. de Grazalema y S. Bermeja, ocasionando intensas y cuantiosas precipitaciones y produciendo, en consecuencia, el debilitamiento de los sistemas de bajas presiones a medida que avanzan hacia la Costa del Sol. La afluencia de eventos tormentosos prosigue una marcada estacionalidad, registrándose los mayores episodios de precipitaciones en términos de volumen por unidad de superficie en las estaciones de otoño e invierno (valores mensuales medios superiores a 90 l/m²), siendo muy bajos en primavera (en torno a 20 l/m²) y prácticamente nulos en la época estival (entre 0,5 y 8 l/m²).

Los datos de temperaturas y precipitaciones que han sido presentados en el párrafo anterior fueron recogidos en el mencionado instrumento de ordenación urbanística del año 1986 en base a unos cálculos realizados durante el período de 1964 a 1977, a fin de ajustarse a la fecha de formulación de dicho documento, sin embargo tales datos pueden considerarse actualmente obsoletos (año 2017).

Considerando dicho desfase temporal, la ausencia de una versión documental más reciente y en vigor a escala local y contemplando, además, la tendencia actual hacia el cambio en los patrones climáticos globales, se hace necesaria una valoración más detallada que represente el comportamiento del régimen climático del área de estudio, con especial atención a la naturaleza de las precipitaciones y al régimen térmico y de insolación.

Régimen de precipitaciones

Se presentan a continuación los resultados que han sido extraídos a partir de la serie de datos sobre precipitación diaria registrada en el período comprendido entre los años 1943 y 2011 en la estación meteorológica del Aeropuerto de Málaga, de la Agencia Estatal de Meteorología (en adelante A.E.M.E.T).

En un primer momento se valoró la utilización de dos series temporales de datos, la anteriormente mencionada y la serie de precipitaciones diarias medida en la estación meteorológica del Puerto Deportivo de Cabopino en Marbella, instalada y también gestionada por la A.E.M.E.T, a fin de contrarrestar la carencia de datos ofrecida por la primera de ellas a partir del año 2012 y abarcar un intervalo temporal más amplio y reciente (hasta 2016). La última fecha en la que se ha podido acceder a los datos tomados en la estación meteorológica del aeropuerto de Málaga fue el mes de agosto de 2012 y la primera fecha en la que la estación instalada en Marbella inició la realización de mediciones y la publicación de los datos sobre precipitación, temperatura y viento fue el mes de mayo de 2013, sumando un desfase temporal de 249 días en los que existía un vacío de datos. A fin de evitar la combinación de datos tomados en diferentes regiones y posiblemente mediante sensores pluviométricos sometidos a diferentes métodos de calibración, se ha optado por considerar la serie de datos sobre precipitaciones diarias medida en el Aeropuerto de Málaga durante el máximo intervalo temporal que dispusiera de datos en todos los meses, es decir, durante el período 1943-2011 (68 años).

Por otra parte, esta serie temporal de 68 años presentaba cierto número de días en los que el dato de precipitación diaria se encontraba representado por un término alfabético denominado 'Ip', equivalente según la fuente de procedencia de los datos a 'Precipitación inapreciable'. A fin de evitar confusiones se ha procedido a excluir tales datos del análisis, dado no eran muy habituales y que serían probablemente fruto de alguna dificultad técnica de los instrumentos de medida, ya que en caso de adquirir un valor prácticamente nulo habría sido establecido el valor de 0.

Precipitación Anual Acumulada en el período de 1943-2011

Se presenta a continuación (Fig. 6) la tendencia del volumen de precipitación anual registrada en la Costa del Sol en el período indicado.

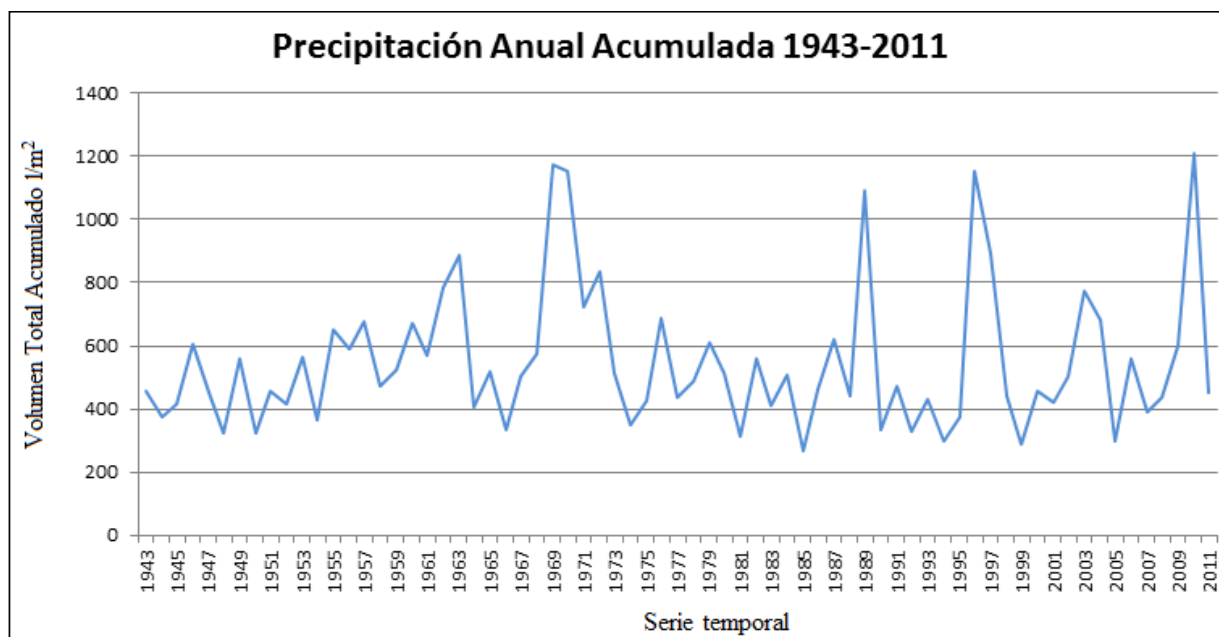


Figura 6. Precipitación anual acumulada en el período 1943-2011.

Fuente: Elaboración propia a partir de la serie de datos sobre precipitaciones diarias registrada en la estación meteorológica del Aeropuerto de Málaga, de la A.E.M.E.T.

A la vista de la figura adjunta es posible observar la elevada variabilidad del régimen anual de precipitaciones en la Costa del Sol. En la serie temporal analizada destacan cuatro años especialmente lluviosos en los que se supera la cifra de 1.000 l/m^2 , concretamente los años 1969, 1989, 1996 y 2010, registrándose en este último el valor de precipitación anual acumulada más elevado del período considerado (1.207 l/m^2). De forma generalizada se aprecia una oscilación del rango de precipitación entre los 350 y los 700 l/m^2 al año, cifra esta última similar a la que registra la ciudad de Sevilla durante aquellos años especialmente lluviosos, según revelan los datos consultados de la estación meteorológica de Sevilla-Aeropuerto, también gestionada por la A.E.M.E.T. El valor mínimo de precipitación anual acumulada registrada por la estación meteorológica en el período seleccionado es de $266,4 \text{ l/m}^2$ (año 1985), término prácticamente idéntico al obtenido durante uno de los años más secos de Sevilla (año 1954, con $264,1 \text{ l/m}^2$ según la citada fuente). Tales datos sirven para contrastar, de una parte, la extraordinaria irregularidad del régimen de precipitaciones, apreciándose la intercalación de años especialmente secos con otros significativamente lluviosos y, por otra parte, su marcada torrencialidad, con volúmenes máximos anuales que superan los registrados, siguiendo con el ejemplo, en la ciudad de Sevilla (año 1963, con un máximo de 1.054 l/m^2) y que suelen concentrarse durante las estaciones de otoño e invierno.

Uno de los aspectos más interesantes que suscita la figura 6 es, aparentemente, la mayor ocurrencia de eventos de precipitaciones especialmente intensos desde el año 1988 hasta el 2010 en comparación con la tendencia observada en los años previos. Se ha utilizado el término ‘intenso’ y no ‘extremo’ de forma intencionada. De acuerdo con [Stephenson \(2008\)](#), los eventos meteorológicos extremos, por ejemplo las precipitaciones, son fáciles de identificar pero complejos de definir, debido a dos razones: de una parte por la complejidad que circunscribe a la estandarización del concepto ‘extremo’ y, por otro lado, dado que se trata de un término altamente dependiente del contexto geográfico regional o incluso local, como es el caso de la Costa del Sol Occidental.

De acuerdo con [Dankers y Hiederer \(2008\)](#), los eventos extremos son normalmente definidos, partiendo de la existencia de condiciones ‘estándar’ en el régimen climático de un determinado lugar, en función del período temporal de recurrencia, normalmente mediante el análisis de series temporales de datos meteorológicos y modelización de datos durante períodos de tiempo, por lo general, muy extensos.

Una de las acepciones más convencionales de este término es la proporcionada por la *International Panel on Climate Change (I.P.C.C)*, Institución que lidera el paradigma del Cambio Climático a escala global, definiendo este tipo de eventos como aquellos que difieren de los patrones de distribución estadística habituales que se registran en una determinada área, ubicándose en las escalas de probabilidad en los percentiles 10 ó 90 ([I.P.C.C, 2001](#)), es decir, en los extremos más improbables.

Existen otras definiciones como la propuesta por [Goodin \(2004\)](#), citado por [Dankers y Hiederer \(2008\)](#), en la que se indica además que la habilidad para definir y categorizar un evento extremo dependerá del tamaño y fiabilidad de la base de datos meteorológicos que se disponga.

Considerando tales afirmaciones, la información mostrada en la figura 6 no serviría para asegurar la mayor incidencia de eventos extremos en el período expuesto sino más bien para identificar la ocurrencia de episodios especialmente lluviosos, lo cual no excluye que pueda tratarse, de forma hipotética, en una posible alteración de los patrones de comportamiento climático globales (Cambio Climático), si bien no puede ser demostrada a partir de este estudio ni constituye el objeto central del mismo.

En cualquier caso, es una realidad que los patrones de comportamiento climáticos globales están cambiando. De acuerdo con [Miranda \(2007; 2008\)](#), las predicciones de los modelos de Cambio Climático vaticinan la reducción de la precipitación anual, la ocurrencia de eventos extremos de tormentas de elevada energía durante un breve intervalo de tiempo y la concentración de dichos eventos durante los meses de invierno. Ésta constituye una línea temática que lleva siendo objeto de un profuso estudio por parte de expertos científicos durante las últimas décadas, y de especial atención por parte de Instituciones Gubernamentales a escala global.

Entre tales instituciones cabe destacar a la Comisión Europea, la cual destina grandes esfuerzos en esta línea a través de Proyectos de Investigación tales como RESPONSE (*Responding to the Risks from climate change on the coast*; 2006-2009), MedCLIVAR (*Mediterranean Climate Variability and Predictability*; 2006-2011), CLIMSAVE (*Climate Change Integrated Assessment Methodology for Cross-Sectoral Adaptation and Vulnerability in Europe*; 2010-2014) o el Flood-CBA#2 (*Integrating CBA in the Development of Standards for Flood Protection & Safety*; 2016-2018), entre otros.

En este contexto, la figura 6 serviría para indicar el registro de un mayor volumen acumulado durante todo un año en el período 1988-2010 que en el anterior, sin embargo también sería interesante mostrar si los episodios puntuales de precipitaciones registrados diariamente prosiguen el mismo patrón de comportamiento.

Para ello, se ha valorado la serie temporal completa obtenida a partir de la estación meteorológica del Aeropuerto de Málaga (mayo de 1942 a agosto de 2012), junto con los datos más recientes medidos en la estación meteorológica del Puerto Deportivo de Cabopino (mayo de 2013 a mayo de 2016), mostrándose en la tabla a continuación (Tabla 1) la fecha de aquellos eventos que superaron los 90 l/m² en 24 horas dada su menor recurrencia respecto a los que se encontraban en el rango de 45-90 l/m² (20 episodios Vs. 135).

	Precipitación diaria > 90 l/m ²	Precipitación diaria > 45 l/m ²	Precipitación diaria > 20 l/m ²	Precipitación diaria > 0 l/m ²
Nº eventos	20	135	576	3.984
Número total de días considerados: 25.550 días				
Fecha de los episodios más intensos de precipitaciones (> 90 l/m ²)				
1942-1988 (excepto de 01/1942 a 04/1942)		1989-2016 (excepto de 09/2012 a 04/2013)		
28/11/1942; Volumen 24h: 164 l/m ² 16/11/1956; Volumen 24h: 104,4 l/m ² 27/09/1957; Volumen 24h: 313 l/m ² 27/12/1962; Volumen 24h: 97,2 l/m ² 18/02/1969; Volumen 24h: 112,3 l/m ² 22/02/1969; Volumen 24h: 151 l/m ² 26/12/1970; Volumen 24h: 92,6 l/m ² 10/11/1978; Volumen 24h: 93,8 l/m ² 18/01/1979; Volumen 24h: 121,5 l/m ² 06/11/1982; Volumen 24h: 147,1 l/m ² 27/02/1984; Volumen 24h: 126,6 l/m ²		14/11/1989; Volumen 24h: 140,2 l/m ² 15/02/1994; Volumen 24h: 97,3 l/m ² 03/02/1998; Volumen 24h: 92,2 l/m ² 27/03/2004; Volumen 24h: 102,1 l/m ² 07/11/2006; Volumen 24h: 91,8 l/m² 31/10/2008; Volumen 24h: 109,4 l/m ² 15/02/2010; Volumen 24h: 95,3 l/m ² 18/12/2010; Volumen 24h: 132,7 l/m ² 29/01/2016; Volumen 24h: 98,2 l/m ²		

Tabla 1. Episodios de precipitaciones diarias especialmente intensos acontecidos en la Costa del Sol en el período 1942-2016. Fuente: Elaboración propia a partir de la serie de datos sobre precipitaciones diarias registradas por las estaciones meteorológicas del Aeropuerto de Málaga y del Puerto Deportivo de Cabopino, ambas de la A.E.M.E.T.

La tendencia mostrada en la tabla adjunta revela la mayor ocurrencia de eventos muy lluviosos en 24 horas (> 90 l/m²) con posterioridad al año 1988 (9 eventos en 27 años) respecto al período anterior (11 eventos en 42 años), de modo que, de mantenerse esta progresión, llegarían a duplicarse los registros del período anterior, lo cual si podría indicar cierta alteración del patrón cíclico de comportamiento de los sistemas de bajas presiones en este lugar.

Tal y como se detallará en el Capítulo 2.2.3, la escorrentía superficial generada durante un evento extremo de precipitaciones constituye el agente principal responsable del proceso de pérdida de suelo a escala de cuenca hidrográfica según la versión modificada de la *U.S.L.E (Universal Soil Loss Equation)*, de modo que este tipo de eventos son los que actúan como los verdaderos agentes que inician el proceso de producción potencial de sedimentos terrígenos. Considerando dicha premisa, resulta especialmente llamativo el evento acontecido el día 27 de septiembre de 1957 (Tabla 1), el cual registró un volumen en 24 horas de 313 l/m^2 , el máximo registrado hasta el momento pues el episodio de tormenta más intenso acontecido en el mes de diciembre de 2016 registró un volumen diario total de 213 l/m^2 según los datos extraídos arrojados por la estación meteorológica 6076X de la A.E.M.E.T, instalada en el Puerto Deportivo de Marbella.

En este período de tiempo la industria del turismo, aun asentada en la Costa del Sol Occidental, no alcanzó todavía su máximo nivel de desarrollo (a partir del año 1960), además el embalse de La Concepción no se encontraba aún proyectado (año 1971), de modo que, partiendo de la premisa apuntada en el párrafo anterior, semejante evento pudo haber supuesto una extraordinaria fuente de aporte sedimentario al sistema litoral de la ensenada de Marbella.

De acuerdo con la información presentada en la tabla 1, se ha procedido a representar gráficamente los episodios de precipitaciones especialmente intensas durante 24 horas acontecidos en la serie temporal analizada (Fig. 7). Entre aquellos registrados con posterioridad al año 1988 se ha resaltado en color rojo (también en negrita en la tabla 1) el acontecido el día 7 de noviembre del año 2006 con un volumen de precipitación en 24 horas de $91,8 \text{ l/m}^2$, valor que ha sido considerado en los oportunos cálculos sobre la capacidad de producción potencial de sedimentos de la red hidrográfica principal. A la vista de la figura adjunta es posible observar como la inmensa mayoría de los eventos suelen registrar volúmenes totales diarios entre 50 y 150 l/m^2 (17 eventos sobre 20 totales), de modo que los situados en el rango $150\text{-}350 \text{ l/m}^2$ podrían considerarse como extremos.

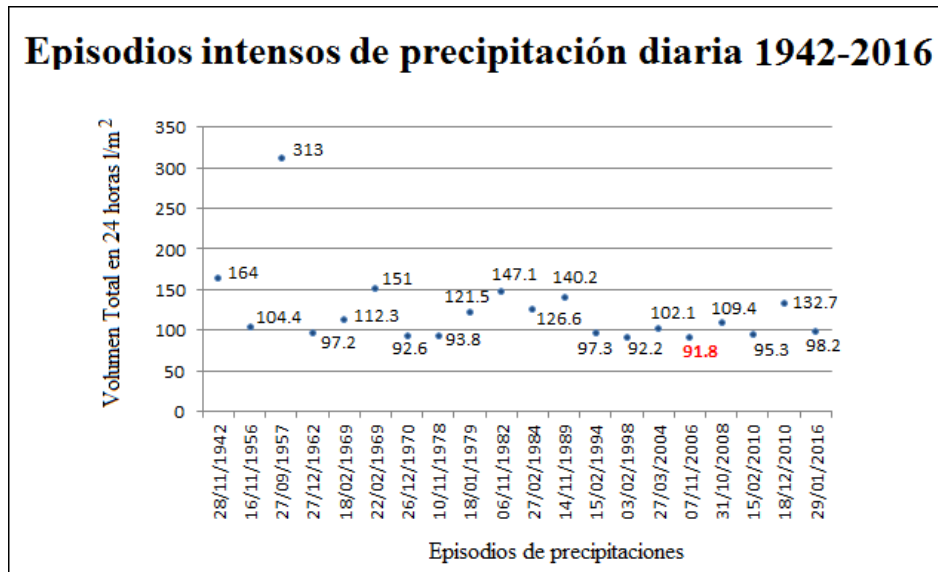


Figura 7. Episodios intensos de precipitación diaria en el período 1942-2016.

Fuente: Elaboración propia a partir de la serie de datos sobre precipitaciones diarias registrada en las estaciones meteorológicas del Aeropuerto de Málaga y del Puerto Deportivo de Cabopino, de la A.E.M.E.T.

Precipitación Mensual Acumulada en el período 1943-2011

Se presenta a continuación (Fig. 8) la tendencia de la precipitación mensual acumulada registrada en la Costa del Sol en el período 1943-2011, correspondiendo la segmentación incluida en el eje de abscisas a los meses de enero de cada año. Para cada uno de los meses incluidos en el análisis (68 años, 816 meses) se ha contabilizado el número de observaciones diarias consideradas en el análisis, dado que en algunos casos se observó la ausencia de registros, resultando en todos los meses de febrero un valor superior a 22 (> 78%) y superior a 25 en el resto (> 83%), oscilando en la amplia mayoría de los casos entre las 27 y las 30 observaciones (90-95%).

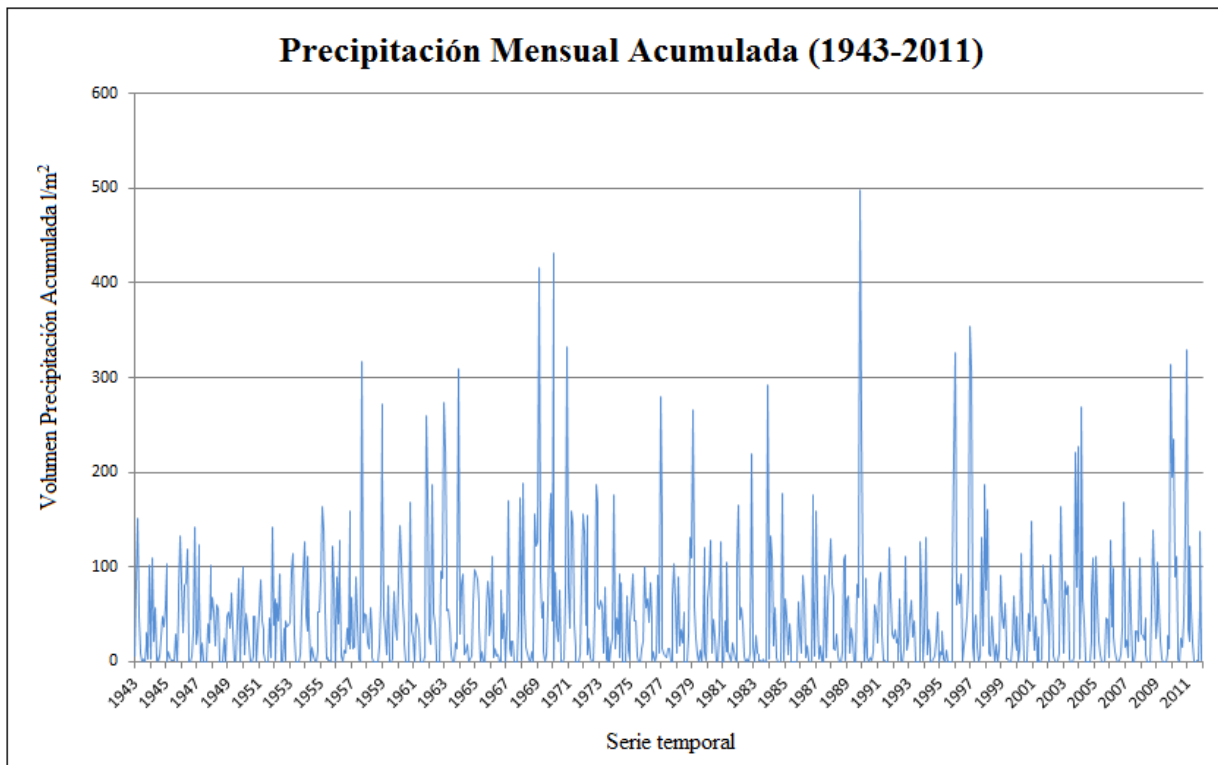


Figura 8. Precipitación mensual acumulada en el período 1943-2011.

Fuente: Elaboración propia a partir de la serie de datos sobre precipitaciones diarias registrada en la estación meteorológica del Aeropuerto de Málaga, de la A.E.M.E.T.

La figura adjunta revela cierta variabilidad interanual en el régimen de precipitaciones de la Costa del Sol. En cuanto a los volúmenes de precipitación acumulada, no se aprecia una marcada variabilidad en los años más lluviosos, manteniéndose en la mayoría de los casos en un rango inferior a los 200 l/m^2 , destacando únicamente diez eventos que superaron los 300 l/m^2 durante la serie temporal utilizada. Esta información muestra la intercalación de años lluviosos con otros más secos y la ocurrencia, sin ningún patrón temporal aparente, de episodios cuya intensidad destaca notablemente de los más habituales y que serán los que ocasionen, en términos potenciales, un mayor efecto en términos de la producción de sedimentos terrígenos a escala de cuenca hidrográfica. Este efecto se maximizaría si la ocurrencia de estos episodios se registrase tras un año especialmente árido.

No caben demasiadas dudas de que los eventos de mayor precipitación tienden a registrarse principalmente en la estación invernal, durante los meses de noviembre, diciembre, enero y febrero, concentrándose el 85% de los eventos reflejados en la tabla 1 en estos cuatro meses y puntualmente en los meses de marzo y septiembre, aconteciendo curiosamente en el mes de septiembre del año 1957 el evento de precipitación diaria más intenso hasta el momento.

Este episodio en cuestión, por temporalidad e intensidad, responde al fenómeno meteorológico de la ‘gota fría’. Algunos autores como [Martín-León \(2003\)](#) entre otros, han advertido del uso equívoco de este concepto para definir episodios de precipitaciones especialmente intensos, como podría ser el caso de los eventos indicados anteriormente, simplemente por ser causa de un fuerte impacto social y económico. En efecto, el fenómeno de la gota fría reside en una cuestión científica precisa relacionada con el patrón de circulación atmosférica global (Fig. 9). Según la citada fuente, el origen de este término data de los años 50 del S. XX, sin embargo experimentó cierta evolución en los años 80 hasta traducirse más apropiadamente del término anglosajón ‘*cut-off low*’ como Depresión Aislada de Niveles Altos (en adelante D.A.N.A), término utilizado en la actualidad por el Instituto Nacional de Meteorología en sustitución del clásico de gota fría. De este modo, Martín-León define una D.A.N.A como “*una depresión cerrada en altura que se ha aislado y separado completamente de la circulación asociada a la circulación del chorro (Polar y Subtropical) que se desplaza independientemente de tal flujo*”.

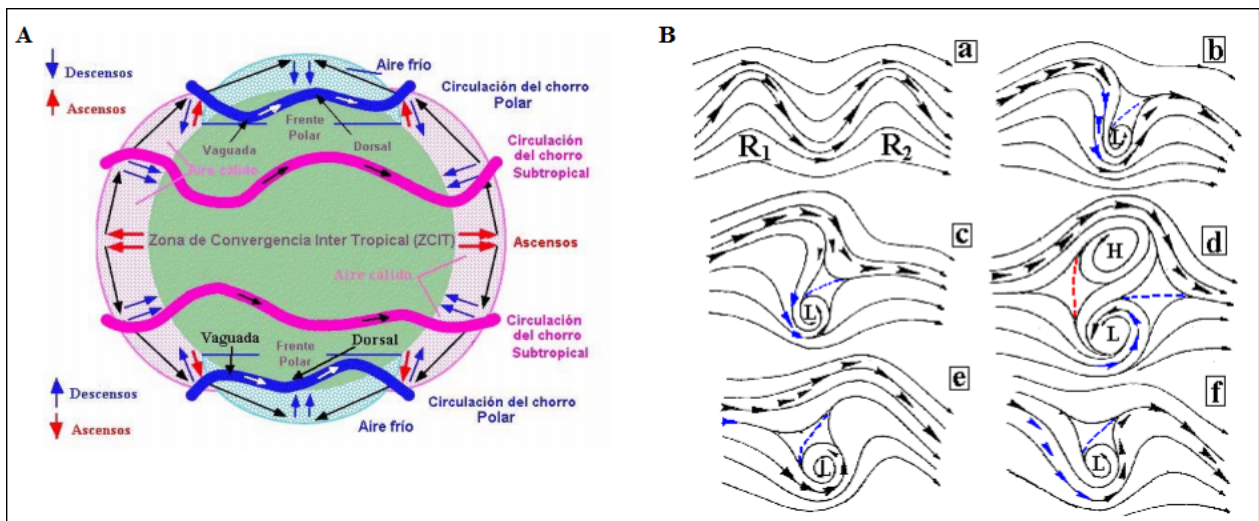


Figura 9. Modelo de comportamiento de una D.A.N.A. La ilustración A muestra el patrón de circulación atmosférica global. La ilustración B revela el proceso de formación de una D.A.N.A.

Fuente: Martín-León (2003).

Las zonas costeras de la cuenca del Mediterráneo constituyen un escenario ideal para la ocurrencia de este fenómeno meteorológico, dado por el registro de elevados índices medios de los valores de tensión de vapor ([Olmedo-Cobo y Villacreces, 2008](#)).

De acuerdo con la citada fuente, las D.A.N.A.S suelen registrarse a finales de la estación veraniega y principios de la otoñal (meses de septiembre-octubre), períodos en los que la temperatura del agua del mar alcanza unos valores muy elevados, produciéndose la transferencia de calor latente hacia las partes altas de la atmósfera (formación de nubes convectivas) empujado por el contacto con puntos de elevada orografía, como los Sistemas Béticos, condensándose rápidamente al contacto con las masas de aire frío (procedentes del noroeste) y descargando fuertes precipitaciones en zonas de elevada humedad, como las zonas costeras.

La estación veraniega en la Costa del Sol destaca por su aridez (Fig. 10), registrándose valores de precipitación mensual acumulada en promedio prácticamente nulos durante los meses de julio y sensiblemente más elevados en los meses de agosto, probablemente debidos estos últimos a la ocurrencia de eventos tormentosos de verano.

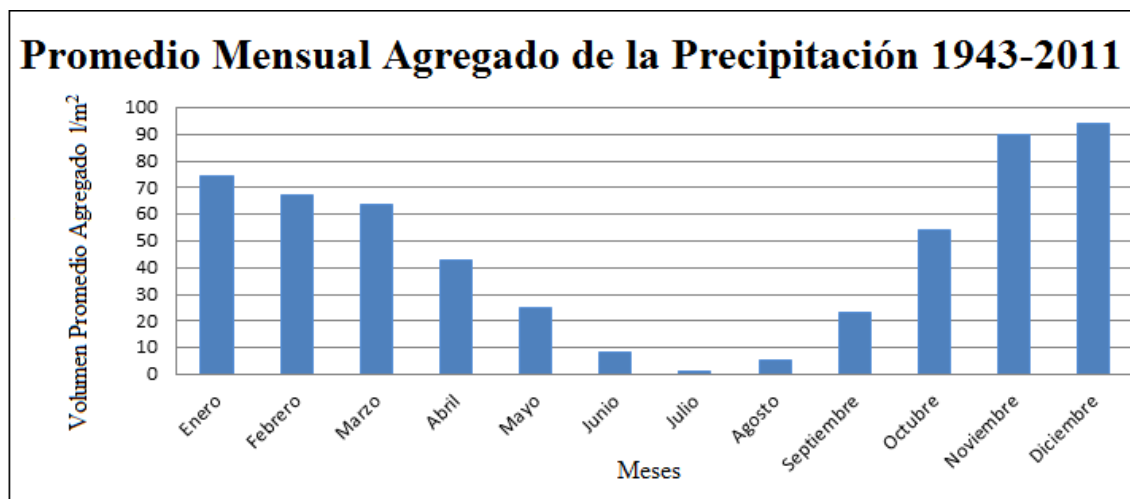


Figura 10. Promedio mensual agregado de la precipitación diaria en el período 1943-2011.

Fuente: Elaboración propia a partir de la serie de datos sobre precipitaciones diarias registrada en la estación meteorológica del Aeropuerto de Málaga, de la A.E.M.E.T.

La información mostrada en la figura 10 contrasta la marcada estacionalidad del régimen de precipitaciones, reflejando una estación de escasez de lluvias, en promedio, que se extiende desde el mes de mayo hasta septiembre y que está muy acotada entre las estaciones invernales y otoñales, en las que el registro aumenta significativamente. El registro de una estación estival que se prolonga, en promedio, durante más de 5 meses ha constituido una de las razones por la que el modelo turístico implementado en la Costa del Sol ha obtenido una extraordinaria aceptación y cosechado tanto nivel de éxito. Sin embargo, el término ‘promedio’ ha sido frecuentemente desatendido en la toma de decisiones sobre las actuaciones del litoral e interpretado como ‘constante’. Uno de los mejores ejemplos en este sentido se encuentra en el proceso de regeneración de las playas, ocurriendo en diversas ocasiones, caso de lo acontecido en Marbella entre el final del mes de diciembre de 2016 y los meses de enero, febrero y marzo de 2017, que las playas son regeneradas con anterioridad a la ocurrencia de eventos de tormentas de menor intensidad típicos del término de la estación invernal, ocasionando la retirada del volumen de sedimentos introducido en el sistema y requiriendo un nuevo aporte.

La estacionalidad del régimen de precipitaciones y la ocurrencia de episodios muy intensos concentrados en un breve espacio de tiempo tendrán su repercusión en el estado de conservación de la vegetación. En la Costa del Sol, es habitual el registro de especies arbóreas robustas, como los pinares, altamente adaptadas a los períodos áridos de la primavera y el verano reflejados en la figura 10. En cambio otras especies, como los alcornoques, son más sensibles a estas variaciones, por lo que su presencia es menos recurrente, también debido en gran parte al interés económico que suscitaron en el área de estudio durante el S. XIX

La escorrentía superficial generada durante episodios de precipitaciones de especial intensidad, así como los deslizamientos de ladera asociados a ésta, son responsables, entre otros procesos, de la retirada de vegetación del suelo (Istanbulluoglu y Bras, 2005), principalmente de aquellas especies más vulnerables por tamaño y morfología como pueden ser los arbustos. De acuerdo con Tucker y Bras (1998) y Collins *et al.* (2004), la tasa de destrucción de la vegetación debido a este tipo de procesos es función de la tensión de cizalla (*shear stress*) y, obviamente, del grado y tipo de cobertura vegetal presente en el suelo.

Este proceso es observado frecuentemente en el área de estudio tras el cese de las tormentas, materializado en la acumulación de restos vegetales en la desembocadura de la red hidrográfica y, por ende, también en las playas. Su efecto en términos sedimentarios es inmediato, asumiendo el efecto de moderación del volumen de escorrentía y, por ende, de amortiguación de la erosión que imprime la presencia de vegetación sobre el sustrato, aspecto que será ampliamente documentado en capítulos posteriores. De este modo, la ocurrencia de este tipo de episodios constituye un ingrediente esencial en el paradigma de la producción potencial de sedimentos a escala de cuenca hidrográfica.

Régimen de temperatura

Para el análisis del régimen de temperatura en la Costa del Sol se ha procedido, como en el caso del estudio de las precipitaciones, a excluir aquellas fechas puntuales en las que existía un vacío de datos y a contabilizar, en los casos oportunos, el número de observaciones consideradas.

Promedio Anual de la Temperatura en el período 1943-2011

Se presenta a continuación (Fig. 11) la tendencia del promedio anual de temperatura mínima, máxima y amplitud térmica para cada año de la serie temporal analizada. A la vista de dicha figura se aprecia la elevada estabilidad térmica característica de la Costa del Sol, en la que las temperaturas máximas anuales en promedio oscilan en un intervalo muy acotado entre los 21 y 24°C y las mínimas entre los 12 y 15°C, resultando una amplitud térmica en promedio entre los 8 y 10°C. Se aprecia además cierta periodicidad en el patrón de comportamiento de la temperatura a lo largo de la serie temporal, aunque sin mostrar grandes variaciones.

Según revela el Mapa de Variación de la Temperatura en promedio en el período 2000-2009 respecto al período 1951-1980, elaborado por la Agencia Espacial de los Estados Unidos, la temperatura del planeta muestra una tendencia generalizada hacia el aumento en un rango entre 0,5 y 2,5°C. Considerando el contexto actual de Cambio Climático, se ha agregado una línea de correlación entre los valores promedio de temperatura mínima y máxima, revelando en ambos casos una ligera tendencia hacia el aumento que, sin embargo, no debe ser considerada concluyente dado el bajo coeficiente de correlación de Pearson obtenido en el caso de las temperaturas máximas ($R^2 = 0,2229$) y muy bajo en el caso de las mínimas ($R^2 = 0,0847$).

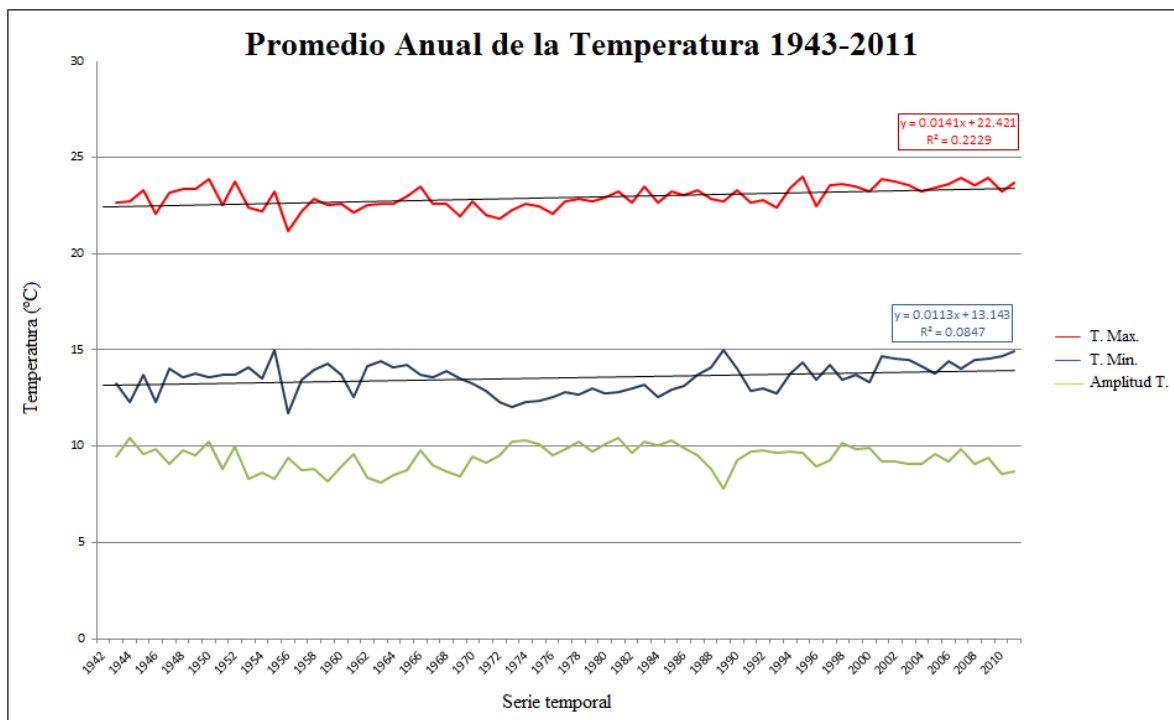


Figura 11. Promedio anual de la temperatura en el período 1943-2011.

Fuente: Elaboración propia a partir de la serie de datos sobre temperaturas mínimas y máximas diarias registradas en la estación meteorológica del Aeropuerto de Málaga, de la A.E.M.E.T.

Promedio Mensual de la Temperatura en el período 1943-2011

Se muestra a continuación (Fig. 12) la variación estacional (Inferior: Invierno; Superior: Verano) de los valores mínimos (en azul) y máximos (en rojo) de la temperatura en promedio a lo largo de la serie temporal analizada.

La figura adjunta muestra un escenario térmico de gran estabilidad en el que los valores mínimos y máximos de las temperatura aumentan progresivamente a medida que se produce la transición de la estación invernal a la veraniega.

Los máximos de temperatura se registran durante los meses de julio y agosto en el 99% de las observaciones, con la única excepción del mes de septiembre del año 1973. Las temperaturas máximas no superan en ningún caso los 35°C, aconteciendo en el año 1946 el verano más caluroso de la serie con 33°C. Los máximos invernales son suaves, oscilando en la mayoría de la serie temporal entre los 15 y los 20°C, todo ello condicionado por la cercanía del nivel del mar y la protección que ejercen los sistemas montañosos contra la incidencia de los vientos fríos de componente noroeste.

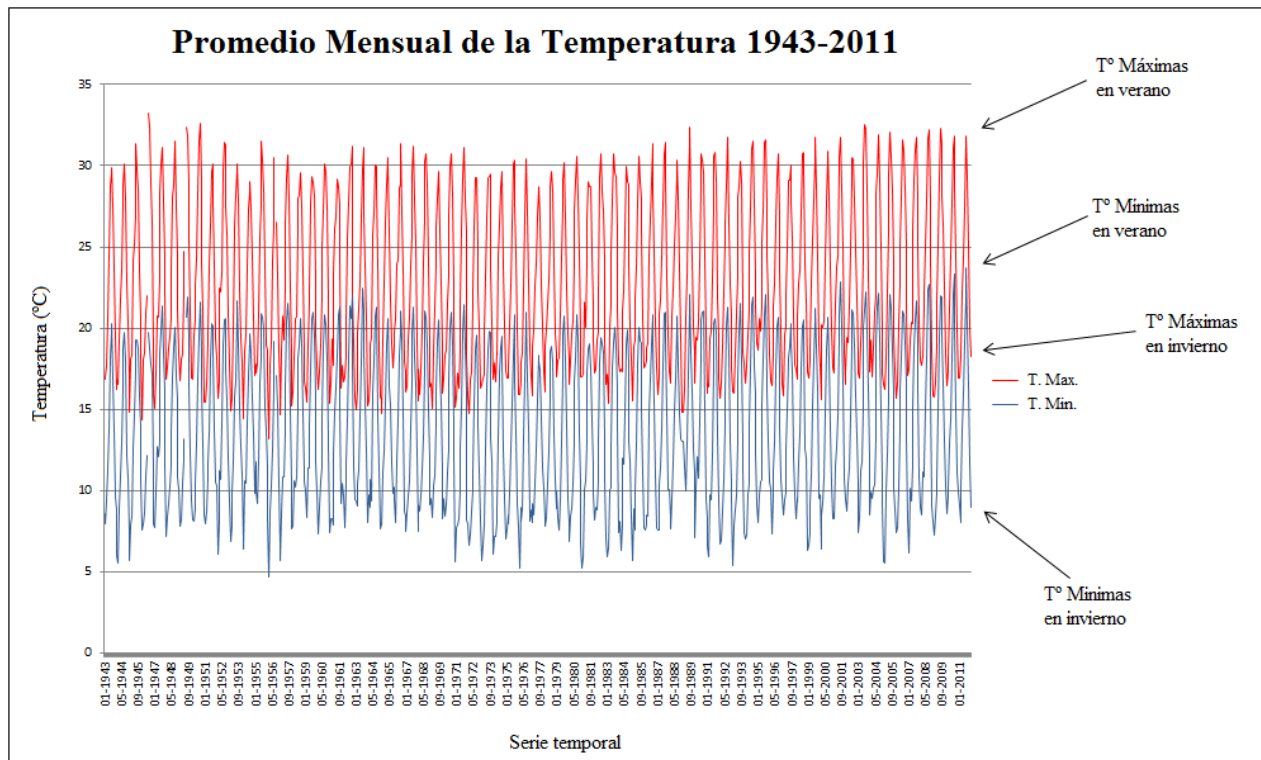


Figura 12. Promedio mensual de la temperatura en el período 1943-2011.

Fuente: Elaboración propia a partir de la serie de datos sobre temperaturas mínimas y máximas diarias registradas en la estación meteorológica del Aeropuerto de Málaga, de la A.E.M.E.T.

Un patrón similar es observado en el rango de temperaturas mínimas a lo largo de la serie temporal. A excepción de ciertos episodios puntuales especialmente fríos, en los que las temperaturas mínimas invernales llegaron a registrar los 5°C, la amplia mayoría de los valores se sitúan entre los 7 y los 10°C, significativamente superiores a cualquier municipio situado hacia el interior, tal como Sevilla (T° min. de - 5,5°C en el año 1956, según la A.E.M.E.T). Las mínimas durante la estación veraniega se sitúan en torno a los 20 y 22°C, observándose una amplitud térmica respecto a las máximas registradas en verano entre los 7 y los 12°C en la mayor parte de la serie temporal (Fig. 13).

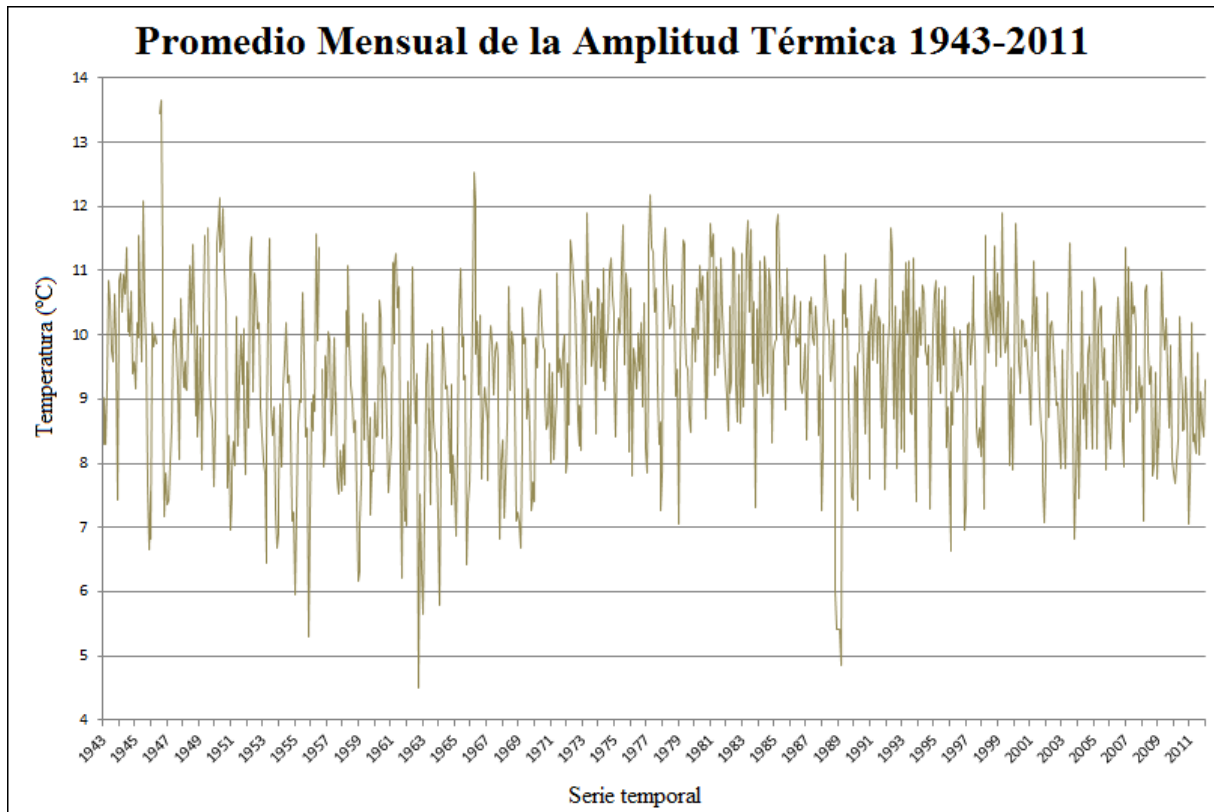


Figura 13. Promedio mensual de la amplitud térmica en el período 1943-2011.

Fuente: Elaboración propia a partir de la serie de datos sobre temperaturas diarias registrada en la estación meteorológica del Aeropuerto de Málaga, de la A.E.M.E.T.

De igual forma que en la descripción del patrón de precipitación mensual acumulado (Fig. 8), la segmentación incluida en el eje de abscisas de la figura adjunta corresponde a los meses de enero de la serie temporal analizada. La información mostrada en las figuras 12 y 13 revela la existencia de cierta constancia en el patrón de variación de las temperaturas mínimas y máximas a lo largo de las estaciones, fenómeno que se presenta más nítidamente a continuación mediante el promedio mensual agregado de la serie temporal analizada (Fig. 14).

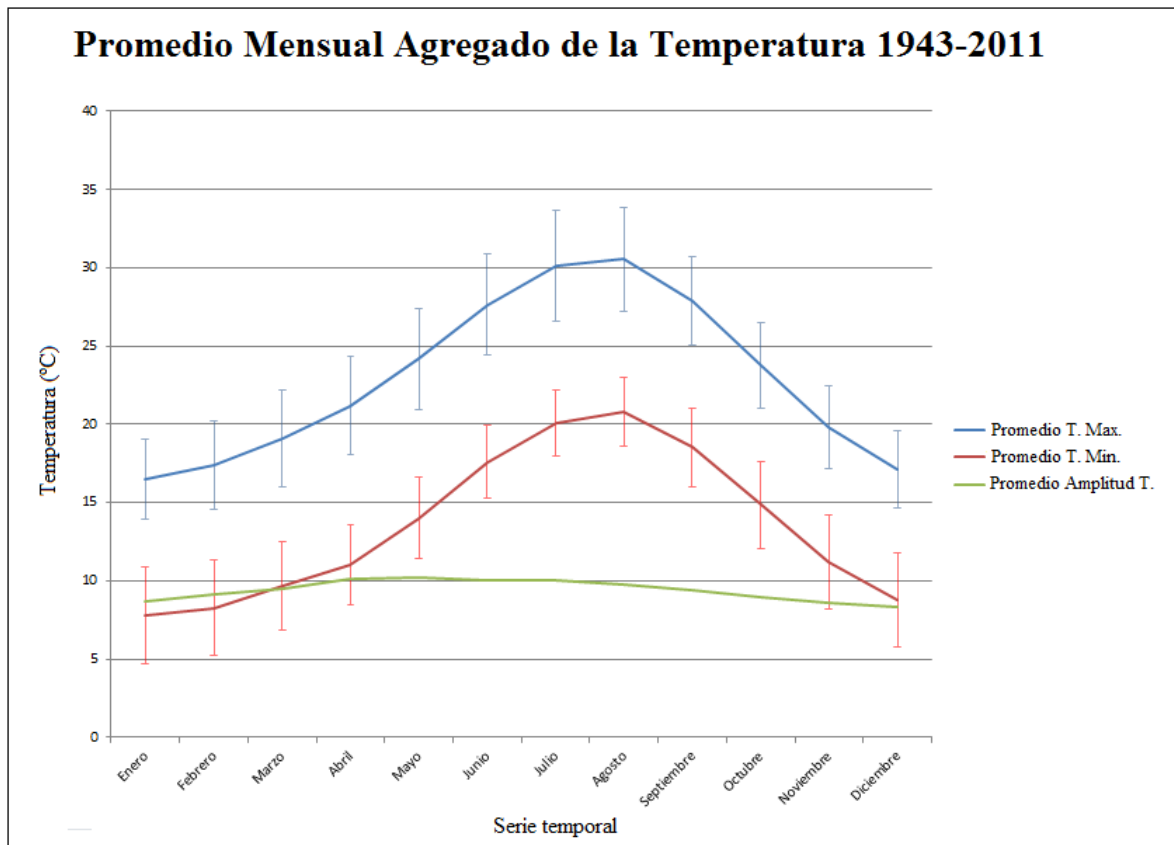


Figura 14. Promedio mensual agregado de la temperatura en el período 1943-2011.

Fuente: Elaboración propia a partir de la serie de datos sobre temperaturas mínimas y máximas diarias registradas en la estación meteorológica del Aeropuerto de Málaga, de la A.E.M.E.T.

La figura adjunta evidencia un patrón de comportamiento prácticamente idéntico entre las temperaturas máximas y mínimas, mostrando en consecuencia una amplitud térmica mensual agregada en promedio que se mantiene prácticamente constante en torno a los 10°C, tal y como revela la figura 13. Se ha añadido además la desviación estándar de cada una de ellas, es decir, el rango en el que se sitúa, al menos, el 66% de las observaciones diarias que componen la serie temporal analizada, revelando en ambos casos una variación en incremento o descenso no superior a 5°C. Todo ello demuestra la elevada estabilidad térmica de la Costa del Sol.

La temperatura ambiental es considerada como un factor primario que modula el crecimiento y desarrollo de la vegetación en un determinado lugar ([Hatfield y Prueger, 2015](#)). De este tipo de factores dependerá a su vez el comportamiento de otros, como la temperatura del suelo, de gran implicación igualmente en el crecimiento de la vegetación debido principalmente a su estrecho vínculo con la capacidad de la vegetación para la fijación de nitrógeno ([Reddell et al., 1985](#)).

Una de las especies con mayor presencia en las zonas costeras de la cuenca Mediterránea son las coníferas, principalmente representadas en el área de estudio mediante diferentes especies de pináceas y arbustos. Se trata de organismos de vida larga que, por esta razón, han necesitado adaptarse a los cambios ambientales que se producen a lo largo de las diferentes estaciones del año.

Dos de los períodos más sensibles para las coníferas son los inviernos especialmente fríos y las épocas de sequía, siendo capaces de desarrollar diversas respuestas biológicas a escala celular como mecanismo de amortiguación, las cuales han sido objeto de un profuso estudio por [Galindo-González *et al.* \(2012\)](#), [Simard *et al.* \(2013\)](#) o [Cañas *et al.* \(2015\)](#) entre muchos otros. La estabilidad del régimen térmico estacional mostrada en las figuras 13 y 14 supone un ingrediente extraordinario para que este tipo de especies puedan sobrevivir sin demasiadas dificultades, salvo por ejemplo la ocurrencia de algún episodio de precipitaciones torrenciales. Ello permitiría relacionar su escasez en determinadas zonas del área de estudio a escala de cuenca hidrográfica con el desarrollo de actividades económicas de naturaleza antrópica, fundamentado en el elevado interés económico que ha suscitado la explotación de recursos madereros en el pasado.

Régimen de insolación

La principal variable utilizada como reclamo por la industria del turismo en la Costa del Sol, tal como su propio nombre indica, es la elevada tasa de insolación que registra anualmente, refiriendo el P.G.O.U más de 300 días de sol en promedio al año.

Se presenta a continuación una breve caracterización del régimen de insolación registrado en la estación meteorológica del Aeropuerto de Málaga en el período 1948-2011. En este caso, la serie de datos relativa a los años 1943 y 1947, ambos inclusive, presentaba un vacío de datos muy significativo, por lo que se ha optado por fijar el inicio y el fin de la serie temporal de análisis en el primer y el último año que se encontraban completos, asumiéndose que el intervalo temporal seleccionado (63 años) es lo suficientemente representativo como para adquirir cierto conocimiento sobre el comportamiento de dicha variable en la Costa del Sol.

Promedio Anual de la Tasa de Insolación 1948-2011

Se muestra a continuación (Fig. 15) la tasa de insolación diaria calculada en promedio para cada año de la serie temporal analizada.

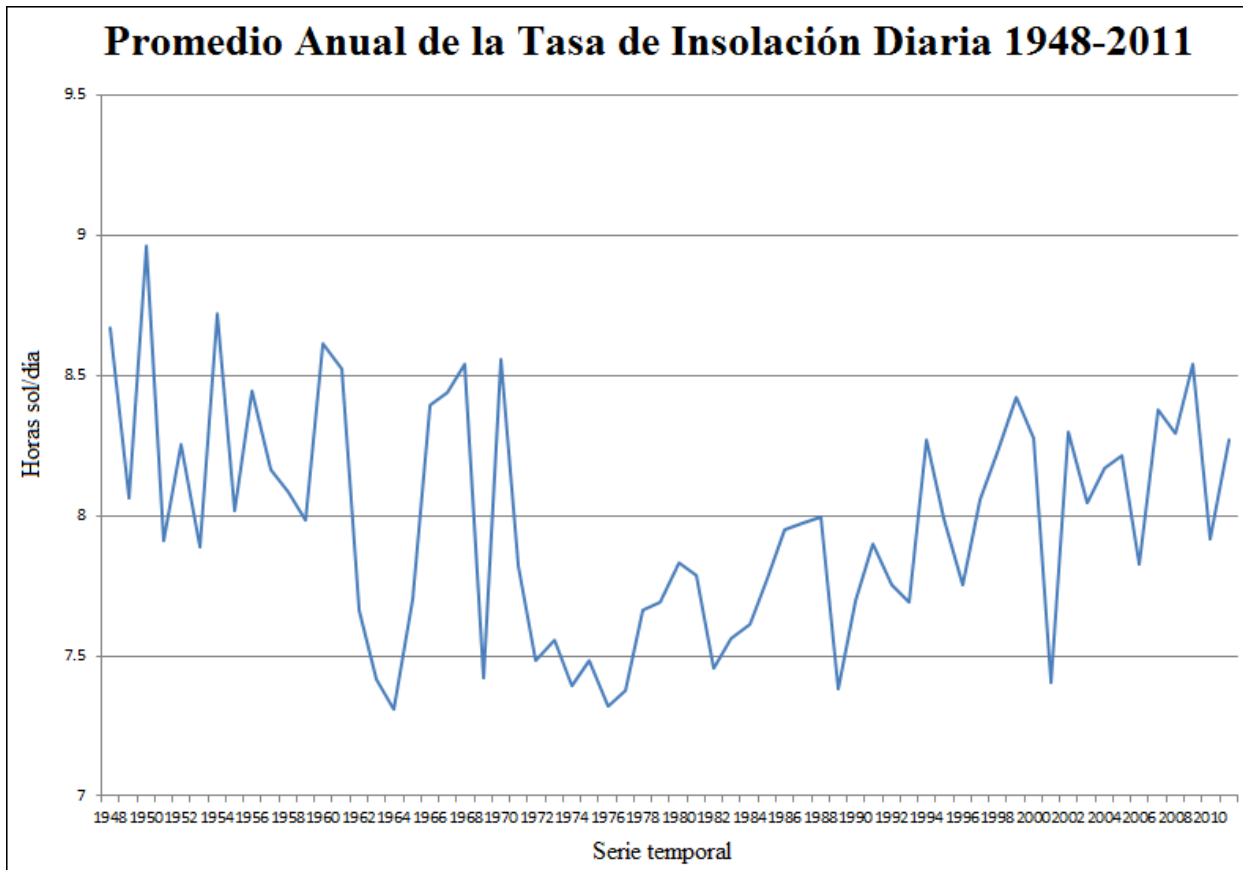


Figura 15. Promedio anual de la tasa de insolación diaria en el período 1948-2011.

Fuente: Elaboración propia a partir de la serie de datos sobre la tasa de insolación diaria registrada en la estación meteorológica del Aeropuerto de Málaga, de la A.E.M.E.T.

La figura adjunta muestra el escaso rango de variación anual en promedio de la tasa de insolación diaria, oscilando entre las 7 y las 9 horas de sol al día.

Los valores mínimos de insolación diaria se encuentran lógicamente correlacionados con aquellos años que resultaron destacadamente lluviosos (Fig. 6), lo cual se aprecia en los años 1969, 1972, 1989, 1996. Sin embargo, se observan otros casos como los años 1964 o 2001 en los que tanto la precipitación anual acumulada como el promedio de la tasa de insolación diaria a lo largo del año fueron significativamente bajos, lo cual revelaría que también resulta recurrente presencia de nubes sin precipitación, probablemente de tipo orográficas asociadas al efecto de Foehn.

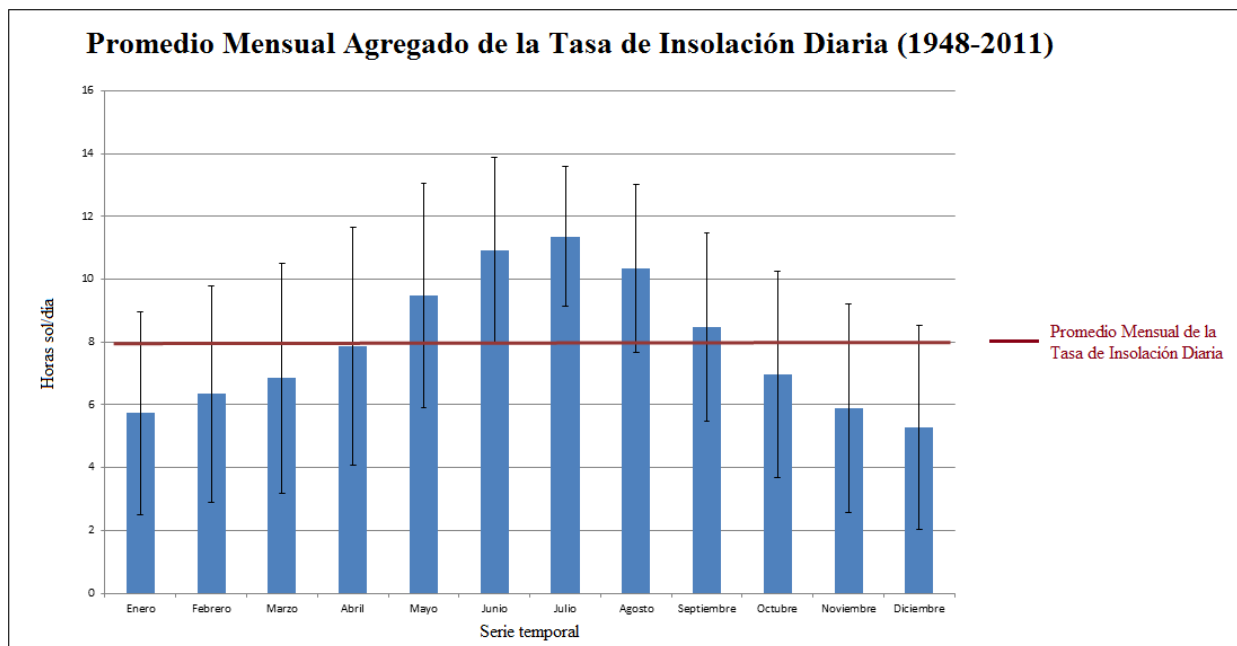
Promedio Mensual Agregado de la Tasa de Insolación 1948-2011

Figura 16. Promedio mensual agregado de la tasa de insolación en el período 1948-2011.

Fuente: Elaboración propia a partir de la serie de datos sobre la tasa de insolación diaria registrada en la estación meteorológica del Aeropuerto de Málaga, de la A.E.M.E.T.

La figura adjunta revela el patrón de comportamiento esperado, en el que las máximas tasas de insolación diaria se registran durante la época estival y las mínimas en la estación de invierno, siendo éstas no inferiores a las 5 horas de sol al día en promedio. El valor que adquiere dicha variable debe considerarse elevado en términos generales, registrando un promedio mensual muy cercano a las 8 horas diarias que se ve superado en los meses de mayo a septiembre y se halla muy cercano en los meses de marzo, abril y octubre, lo cual deriva en que el período estival en la Costa del Sol se alargue considerablemente respecto a la tendencia habitual en otras zonas costeras.

Las desviaciones estándar incluidas en la figura revelan una mayor variabilidad de la tasa de insolación durante las estaciones de otoño e invierno, sujeta a la llegada de frentes de bajas presiones acompañadas de nubosidad y precipitaciones, que sin embargo no es demasiado elevada (en torno a 3 horas de sol/día), siendo menor durante los meses de julio y agosto, fechas en las que la presencia de nubosidad densa es más improbable.

Por último, se ha procedido a contabilizar aquellos días a lo largo de la serie temporal analizada en los que se registró una tasa de insolación de 0, excluyendo del proceso aquellas observaciones en las que probablemente se produjo algún problema técnico que impidió el registro de datos (del 1 agosto hasta el 20 septiembre 1987), resultando un total de 1.778 días.

Al extrapolar esta cifra al número de días de sol que se registrarían al cabo de un año se obtiene un valor aproximado de 28 días de cobertura total por nubes al año, lo que resultaría en más de 330 días de sol al año en promedio, verificando así que el patrón climático advertido frecuentemente en la Costa del Sol como atractivo turístico prosigue en la actualidad.

Junto a la disponibilidad de agua y la temperatura, la radiación solar constituye un factor de esencial implicación en el crecimiento de la vegetación, dada su participación en el proceso de la fotosíntesis. En este sentido, existe una fuerte correlación entre la tasa de crecimiento de la vegetación y la disponibilidad de radiación solar ([Petritan *et al.*, 2009](#)). Es bien conocido igualmente que las plantas realizan adaptaciones morfológicas y fisiológicas en función de la cantidad de luz solar que reciben ([Givnish, 1988](#); entre otros), fenómeno que ha sido frecuentemente utilizado en la agricultura como estrategia de producción con un claro fin económico. En lo que respecta a su morfología, en regiones áridas de elevada disponibilidad de radiación solar, como es el caso del área de estudio según los datos presentados en las figuras 15 y 16, las especies vegetales predominantes suelen ser de tipo arbustivo con hojas delgadas de pequeño tamaño, características que suelen desarrollar como mecanismo de adaptación al estrés lumínico y térmico, fenómeno que se ajusta a los resultados extraídos del estudio de [Smith y Nobel \(1978\)](#). Así, la tipología de cobertura vegetal del área de estudio infiere al sustrato sobre el que se asienta de una mayor susceptibilidad a la pérdida potencial de suelo ante fenómenos de precipitaciones especialmente intensos que en aquellas áreas, como las tropicales, dominadas por la presencia de bosques frondosos de zonas sombrías con hojas de gran tamaño capaces de ejercer una mayor intercepción de las gotas de precipitación. Si a este tipo de escenarios se sumase el desarrollo de actuaciones de origen antrópico, como por ejemplo la explotación de recursos forestales, resultaría por consiguiente un escenario altamente vulnerable a los fenómenos de erosión hídrica.

1.1.1.2 Caracterización del clima marítimo de la ensenada de Marbella

El término ‘clima marítimo’ comprende diferentes acepciones, siendo habitual el uso de aquella que, como su propio nombre indica, hace referencia a una tipología de clima característica de ciertas regiones costeras, por ejemplo la costa occidental de Norteamérica. En el presente estudio, y como es habitual en aquellos que se llevan a cabo en el campo de la geomorfología litoral, la ingeniería de costas o la geografía física entre otros, se utilizará la acepción relacionada con el estudio del comportamiento de aquellas variables que afectan al estado del mar. Para ello se ha recurrido al concepto de clima marítimo planteado por [M.O.P.T \(1992\)](#) como referencia, definiéndolo textualmente como “*la caracterización del oleaje en períodos largos de tiempo o descripción estadística de la variación en el dominio del tiempo de los Estados del Mar en un emplazamiento dado, pudiendo considerarse definido a partir de la estadística unidimensional y bidimensional de los parámetros geométrico-estadísticos y espectrales representativos del Estado del Mar en la zona considerada*”. En este caso, las variables objeto de análisis se ciñen en torno a la naturaleza del oleaje predominante y el régimen de viento, partiendo de la premisa de que la acción de las mareas en el área de estudio, al igual que ocurre de forma generalizada en la Cuenca del Mediterráneo, es prácticamente inapreciable.

El conocimiento de los patrones de comportamiento del oleaje en entornos como la Costa del Sol, cuyo modelo de desarrollo urbanístico se ha concentrado en torno al litoral y ha alcanzado una extraordinaria magnitud, se prevé esencial, siendo abordada mediante estudios sobre la morfodinámica de playas y el clima marítimo. Considerando la primera parte de la definición planteada por el Ministerio de Obras Públicas y Transportes (en adelante, M.O.P.T), y según lo expuesto por [Malvárez \(1999\)](#), el tipo de oleaje que registra un determinado sistema litoral constituye un factor de gran implicación en los procesos que rigen el estado de las playas, al igual que en la respuesta de éstas ante los aportes energéticos ([Short, 1980](#)), de modo que una posible variación en el régimen de oleaje y de sus corrientes asociadas podría desencadenar un cambio en la estructura geométrica de las playas, dado el carácter no cohesivo de las partículas sedimentarias que las componen ([Benavente et al., 2015](#)), afectando inevitablemente a las actividades humanas.

Existen diferentes variables que inciden directamente en el comportamiento del oleaje. Una de ellas es el régimen mareal, entendido como la conjunción de su componente astronómica y meteorológica (o residual), el cual, según [Benavente et al.](#), controla la acción de las olas aunque no influye significativamente en el transporte y posterior depósito de partículas de sedimentos de tamaño medio y grueso. El viento, por su parte, constituye la variable con mayor nivel de implicación en la formación y propagación del oleaje, más si cabe en aquellos sistemas litorales cuya distancia de desarrollo del oleaje o *fetch* se encuentra limitado, como es el caso de las áreas costeras de la vertiente mediterránea occidental en general y del área de estudio en particular.

La Costa del Sol constituye un escenario idóneo para el desarrollo de estudios sobre la morfodinámica de playas, es decir, aquellos que abordan el efecto del clima marítimo en ambientes sedimentarios costeros o mixtos como son los sistemas playa-duna, estuarios o deltas entre otros, dada la peculiar fisiografía de la plataforma continental sumergida y la conjunción de diversos factores de índole socioeconómica, geológica y climática que han conferido suma complejidad a la configuración de su medio físico. En este contexto destaca la ensenada de Marbella, una unidad litoral que, según se ha apuntado con anterioridad, se ha visto afectada por una amplia variedad de usos del suelo a través de diversas actuaciones a escala de cuenca hidrográfica y en torno al litoral. Uno de los factores que regulan el comportamiento de la dinámica litoral de los sedimentos es su particular morfodinámica, fenómeno que ha captado la atención de expertos científicos y que ha sido objeto de estudio a través de los siguientes trabajos: McDowell *et al.* (1993), Malvárez, (1999), Malvárez *et al.* (2003), Malvárez, (2012), Guisado-Pintado (2012) y Guisado-Pintado *et al.*, 2013; 2015; 2016.

Dado que el objetivo del presente trabajo no se basa en la reedición de tales estudios, sino contribuir al conocimiento de cada uno de los procesos que participan en la dinámica de los sedimentos, tanto a escala continental como litoral, se han considerado los resultados obtenidos en dichas investigaciones como elementos de referencia para presentar la naturaleza del clima marítimo en el área de estudio.

Régimen de viento

La generación de oleaje por la acción del viento requiere de suficiente espacio y tiempo. De acuerdo con Malvárez (1999), la distancia de desarrollo del oleaje entre la ensenada de Marbella y las costas del norte de África se encuentra limitada a 150 Km. aproximadamente, lo que resulta muy escasa en términos cuantitativos, alcanzando la cifra de 1000 Km. en el caso de aquellas olas que se originan en la vertiente oriental mediterránea. De este modo, las olas que se desplazan en sentido este-oeste deberían registrar mayor altura significativa que aquellas que ingresan en el Mar de Alborán provenientes del Océano Atlántico, canalizadas a través del Estrecho de Gibraltar.

Se distinguen dos tipos de oleaje, de viento (*Sea waves*), entendido como aquel oleaje que se forma por la incidencia de vientos locales sobre la superficie del océano, y de mar de fondo (*Swell*), es decir, aquel que se origina por la incidencia prolongada del viento sobre un *fetch* muy amplio, pudiendo registrarse la evolución del oleaje tipo *Sea* hacia *Swell* siempre que la distancia sobre la que actúe el viento sea muy elevada. De acuerdo con Malvárez, el limitado *fetch* de la Costa del Sol deriva en que sean los vientos locales los verdaderos agentes responsables de la formación del oleaje, registrándose raramente oleaje de tipo *Swell* procedente del Océano Atlántico.

Velocidad media del viento

Se muestra en la figura 17 el promedio anual de la velocidad media diaria del viento registrada en la estación meteorológica del Aeropuerto de Málaga durante la serie temporal 1943-2011.

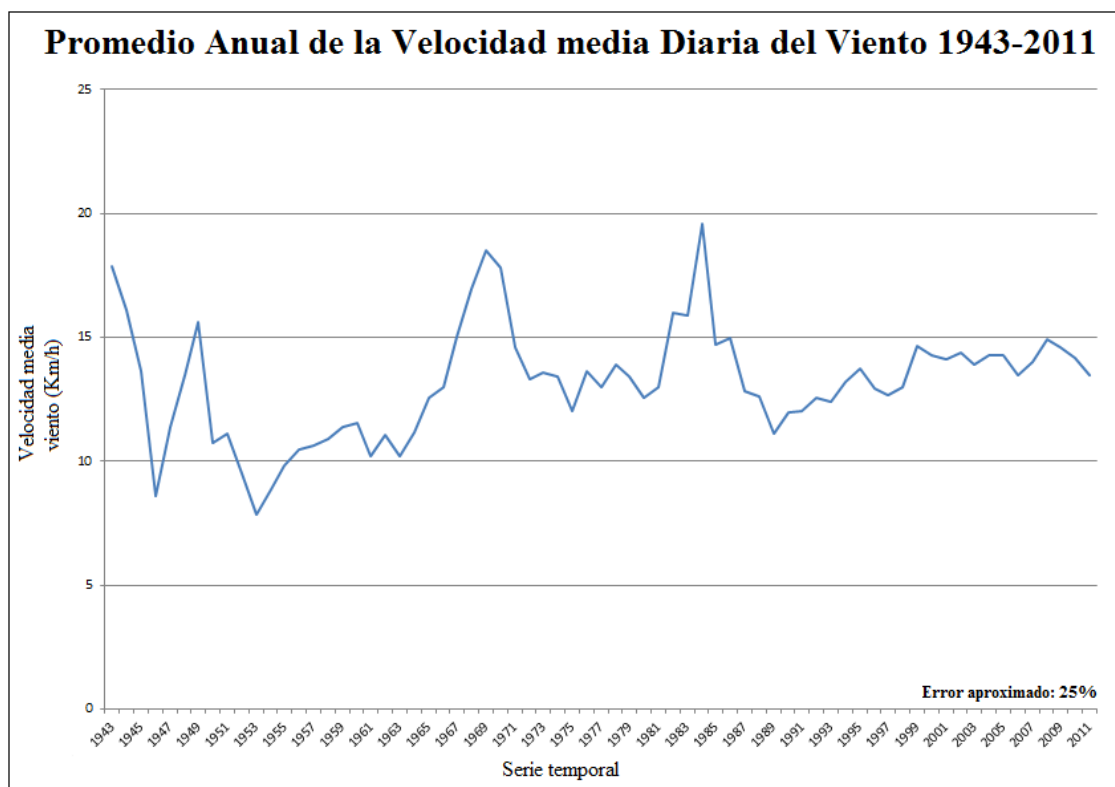


Figura 17. Promedio anual de la velocidad media diaria del viento en el período 1943-2011.

Fuente: Elaboración propia a partir de la serie de datos sobre velocidad media del viento diaria registrada en la estación meteorológica del Aeropuerto de Málaga, de la A.E.M.E.T.

Considerando en primera instancia la ausencia de anomalías en la serie temporal analizada, el resultado mostrado en la figura 17 revela una leve variabilidad en el régimen de viento desde el año 1943 hasta 1990, y mayor estabilidad desde dicha fecha hasta el año 2011, oscilando en términos generales entre los 8 y los 18 Km/h. Esta tendencia indicaría el registro generalizado de vientos locales de baja intensidad en forma de brisa marina, fenómeno que contribuye a la suavidad del clima, junto con episodios puntuales de mayor magnitud que serían responsables de la irregularidad observada en la figura adjunta.

En lo que respecta a la formación de oleaje, el resultado mostrado en la figura adjunta induciría a considerar la predominancia de un oleaje poco energético en promedio de forma generalizada, a excepción de momentos puntuales como los años 1969, fecha en la que la ocurrencia de episodios de precipitaciones especialmente intensos ($> 90 \text{ l/m}^2$ en 24 horas) fue mayor al resto (Tabla 1; Fig. 7), y 1984, año en el que se registró uno de los mayores eventos de precipitación diaria de la serie temporal analizada (el día 27 de febrero con $126,6 \text{ l/m}^2$), así como una velocidad media del viento ese día de $42,12 \text{ Km/h}$, condiciones que provocaron probablemente el registro de un oleaje muy energético.

La siguiente figura (Fig. 18) representa el promedio mensual agregado de la velocidad media diaria del viento registrada en la citada estación meteorológica y durante el mismo período de tiempo.

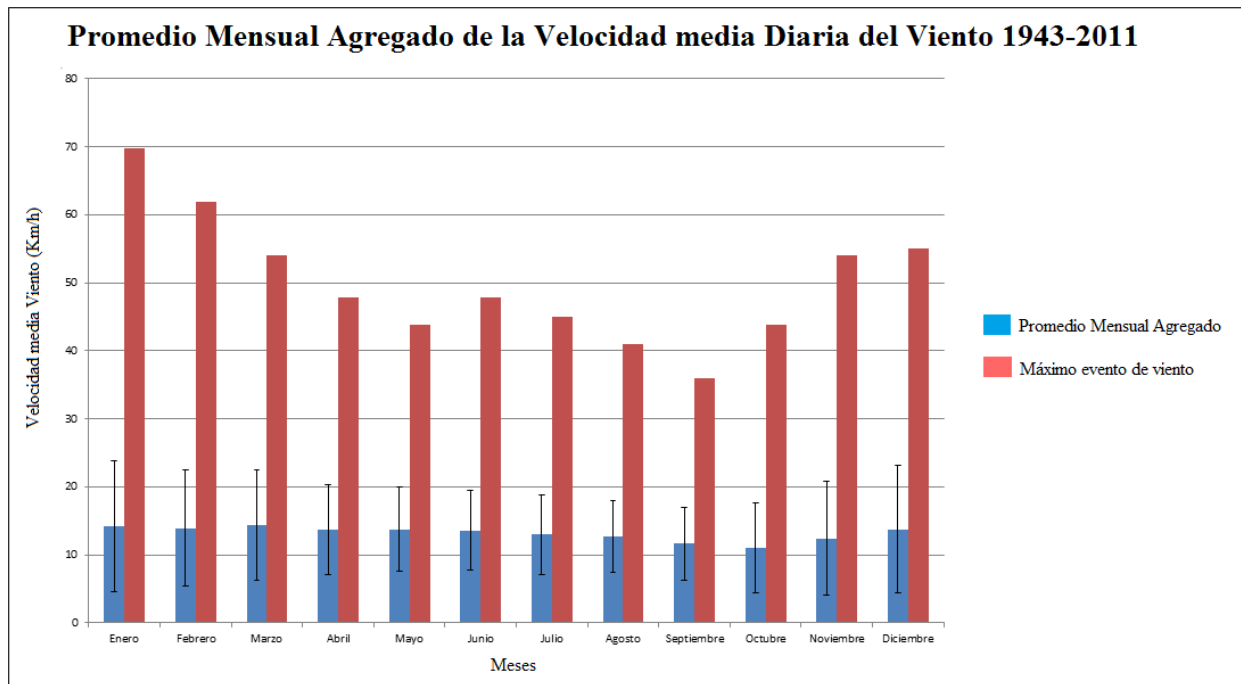


Figura 18. Promedio mensual agregado de la velocidad media diaria del viento en el período 1943-2011. Fuente: Elaboración propia a partir de la serie de datos sobre velocidad media del viento diaria registrada en la estación meteorológica del Aeropuerto de Málaga, de la A.E.M.E.T.

La figura adjunta muestra un escenario de estabilidad estacional en promedio, en el que las velocidades medias diarias permanecen prácticamente constantes en torno a 13 Km/h durante todos los meses de la serie temporal. Según informan las desviaciones estándar, las mayores variaciones (10 Km/h) se registrarían en los meses de invierno (diciembre y enero), siendo menor en verano y otoño (de mayo a septiembre con 8 Km/h), lo cual convierte en menos probable el registro de episodios intensos de viento y contribuye a la ampliación del período estival en la Costa del Sol.

Junto a los valores mensuales agregados en promedio (en azul) se ha representado el evento diario de máxima velocidad media registrado en cada mes (en rojo). La tendencia vuelve a resultar constante en términos generales, en la que los máximos registros diarios no suelen superar los 55 Km/h excepto en los meses de enero y febrero, en los que aconteció un episodio extremo de viento que alcanzó los 70 y 62 Km/h. respectivamente. Este escenario revelaría el recurrente registro de períodos de calma de viento y oleaje, y de episodios puntuales de gran energía motivados por la incidencia de vientos especialmente intensos.

No obstante, en lo que respecta a la velocidad del viento es preciso tener en cuenta que el Aeropuerto de Málaga presenta una orientación norte-sur, siendo especialmente sensible a los vientos procedentes en esta dirección y ofreciendo, tal vez, un registro no completamente representativo de las condiciones de viento, típicamente de levante y poniente, de la Costa del Sol Occidental. Por ello, se ha procedido a repetir el cálculo a título comparativo respecto al realizado según los datos del Aeropuerto de Málaga, utilizando en esta ocasión una serie de datos diarios sobre velocidad media del viento medida desde el día 01 de enero de 2014 hasta el 31 de diciembre de 2016 (3 años) en el Puerto Deportivo de Cabopino, presentándose los datos obtenidos en la figura 19.

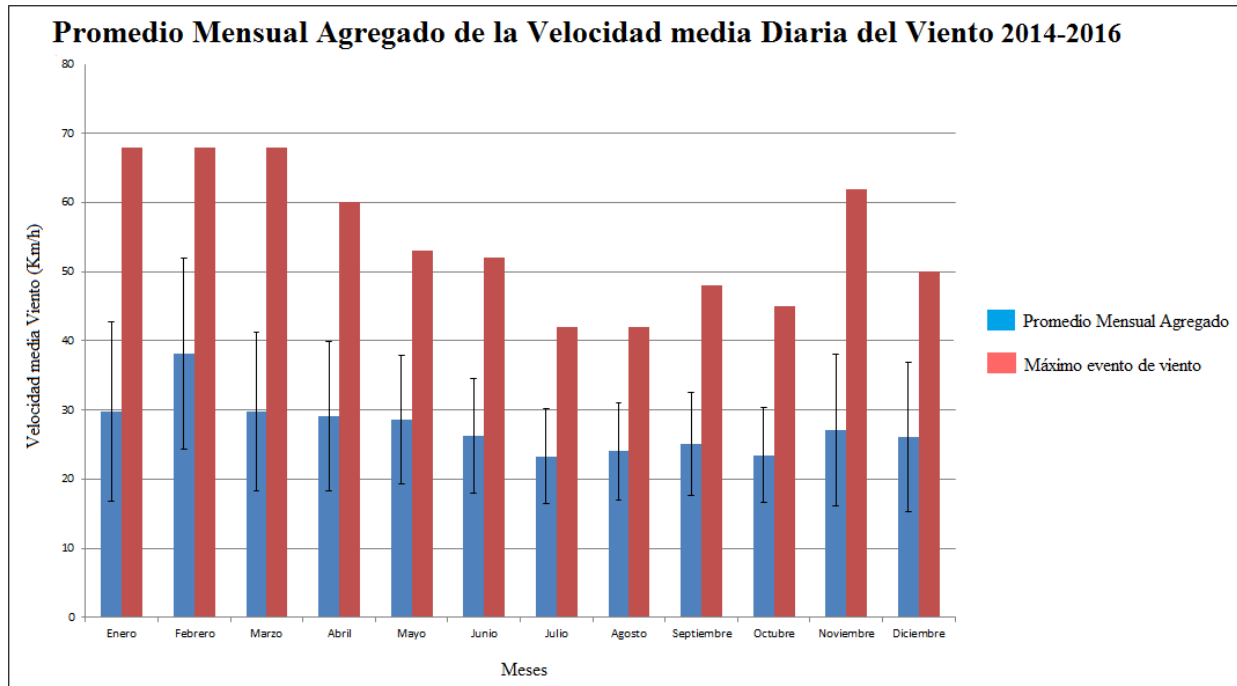


Figura 19. Promedio mensual agregado de la velocidad media diaria del viento en el período 2014-2016. Fuente: Elaboración propia a partir de la serie de datos sobre velocidad media del viento diaria registrada en la estación meteorológica del Puerto Deportivo de Cabopino, de la A.E.M.E.T.

Según muestra la figura adjunta, el viento adquiere una mayor velocidad media en el área de estudio que en el Aeropuerto de Málaga, tendencia que se manifiesta igualmente en la mayor ocurrencia de fenómenos puntualmente intensos de viento, es decir, aquellos con velocidades medias situadas en el rango de los 60-70 km/h.

En cuanto a su estacionalidad, los máximos valores de velocidad media en promedio mensual tienden a registrarse durante el invierno, si bien no existen diferencias muy significativas respecto a valores medidos en los meses de primavera y verano, ocurriendo igualmente con los máximos episodios puntuales de viento.

Una de las principales consecuencias del registro de datos más elevados de velocidad media del viento en el área de estudio respecto a la comarca oriental de la Costa del Sol se reflejará en su directa implicación en la generación de oleaje, suponiendo una de las razones de la particular caracterización morfodinámica de la ensenada de Marbella.

Dirección del viento

La obtención de datos diarios sobre la dirección del viento durante una serie temporal tan extensa como la utilizada en el presente análisis (68 años) no siempre es factible. En este caso, se ha procedido a estudiar la dirección del viento predominante durante la serie temporal 1958-2016 (58 años) a partir de los resultados obtenidos por Puertos del Estado (institución adscrita al Ministerio de Fomento) mediante el modelo numérico SIMAR en el punto n°. 2025077, situado en la ensenada de Marbella frente a Puerto Banús (Fig. 20), mostrándose la rosa de los vientos en la figura 21.

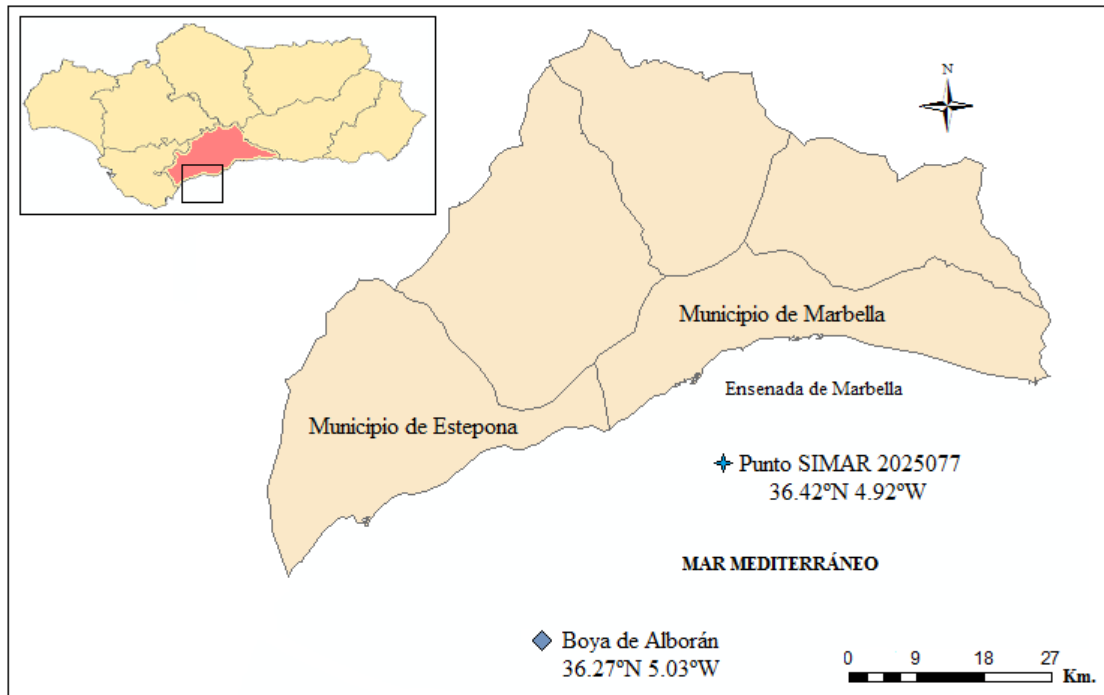


Figura 20. Mapa de localización del punto SIMAR n° 2025077 y la Boya de Alborán.
Fuente: Elaboración propia a partir de la información extraída de Puertos del Estado, Ministerio de Fomento.

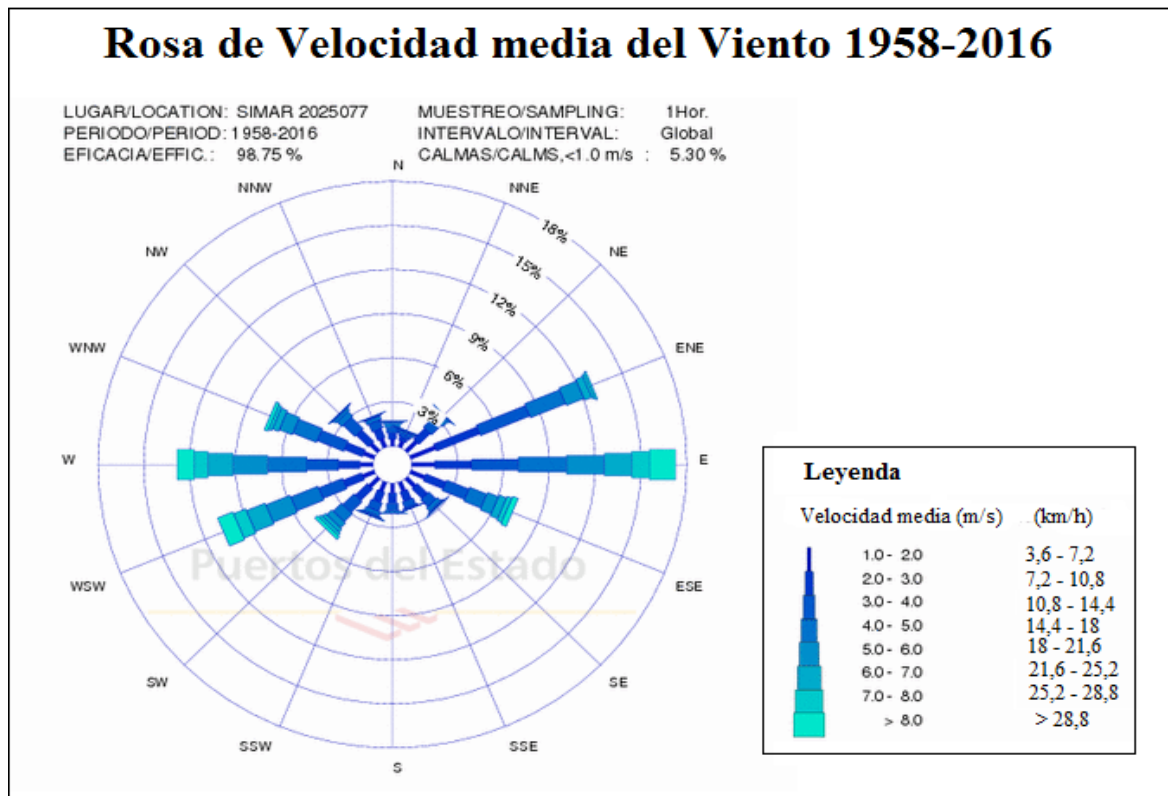


Figura 21. Rosa de la velocidad media del viento registrada en el punto nº. 2025077 de la ensenada de Marbella en el período 1958-2016. Fuente: Puertos del Estado, Ministerio de Fomento.

De acuerdo con [Guisado-Pintado *et al.* \(2013\)](#), la dirección del viento se alterna en la ensenada de Marbella en un 50% entre los vientos del este (levante) y del oeste (poniente), procediendo éstos últimos de los sistemas de bajas presiones que se originan en el Atlántico. Según revela la figura adjunta, los vientos de levante y poniente son los más comunes, junto con los vientos en dirección este-noreste y oeste-suroeste. En este caso los vientos del este resultan más intensos que los del oeste, lo cual debería indicar a su vez el registro de un oleaje de levante con mayor altura significativa respecto al de poniente.

Régimen de oleaje

Tal y como se indicó al comienzo del apartado, el régimen mareal junto al de viento constituyen los principales agentes que controlan la acción del oleaje. En el caso de la ensenada de Marbella, al igual que ocurre en la mayor parte de la costa mediterránea, el régimen de la marea es de tipo micromareal, con rangos que raramente exceden el metro de altura según refieren [Guisado-Pintado *et al.*](#), fenómeno que es posible observar a partir de los datos registrados por el mareógrafo de Málaga durante el período 1992-2016 (Fig. 22), considerando el cero de referencia REDMAR (3,333/2009).

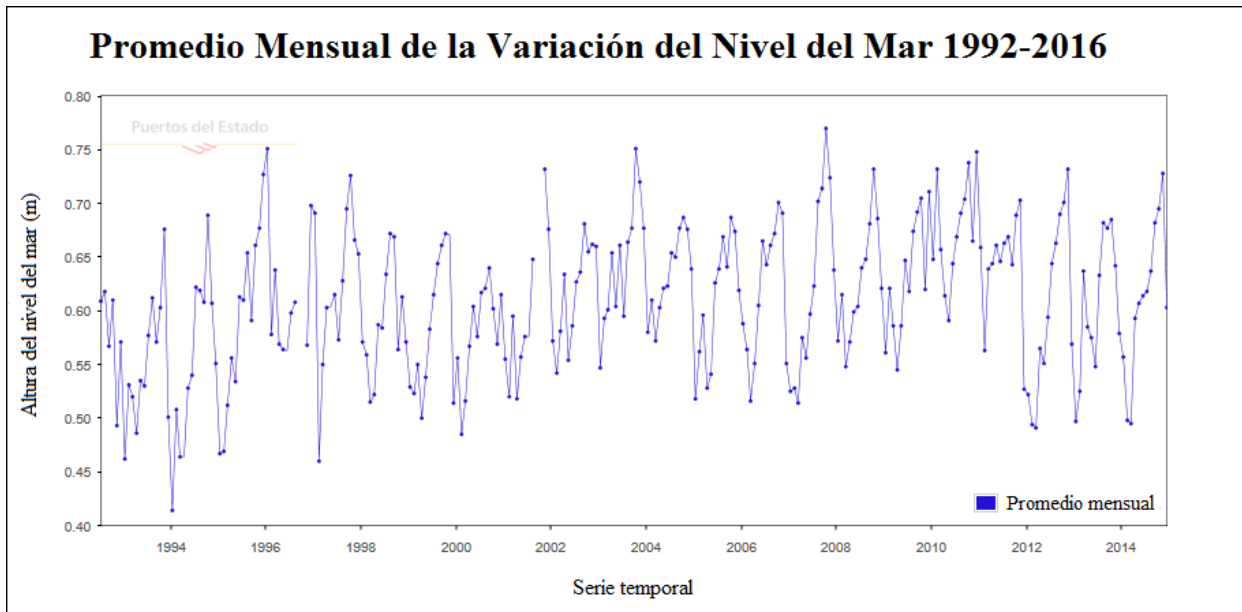


Figura 22. Promedio mensual de la variación del nivel del mar en el período 1992-2016.

Fuente: Mareógrafo del Puerto de Málaga. Puertos del Estado, Ministerio de Fomento.

Según revela la figura adjunta, el rango de variación del nivel del mar oscila entre los 0,41 y 0,77 metros, resultando un promedio de 0,6 metros (amplitud mareal característica de la costa de Málaga), en cuyo cálculo Puertos del Estado ha considerado la variación provocada por la acción gravitatoria de la luna y el sol (marea astronómica), el efecto de la presión atmosférica y el viento (marea meteorológica), así como las variaciones en la densidad del agua (componente estérica) y la variación a largo plazo del nivel medio del mar ([Ministerio de Fomento, 2014](#)), de modo que la serie temporal contemplada (24 años) puede considerarse representativa del comportamiento de la marea en el litoral malagueño.

El escaso registro de marea en el área de estudio concede así pleno protagonismo al viento en la formación y propagación del oleaje, fenómeno con una gran implicación en la dinámica sedimentaria del sistema litoral. De acuerdo con [Benavente et al. \(2015\)](#), la pendiente de la playa emergida en las costas micromareales suele ser más elevada que en el caso de sistemas macromareales como las costas atlánticas, fenómeno asociado a que la rotura del oleaje se produce de forma constante en un mismo lugar, generando así playas reflectivas de tamaño de grano medio-grueso. Este fenómeno se hace patente en la ensenada de Marbella, en donde la mayor parte de las playas son intermedias-reflectivas ([Guisado-Pintado et al., 2013](#)). No obstante y según revela la citada fuente, el régimen bidireccional del viento puede provocar la conjunción de oleaje tipo *Sea*, proveniente del este, y de tipo *Swell* procedente del Atlántico, pudiendo activar el oleaje de poniente una célula de transporte sedimentario desde el reservorio de sedimentos sumergidos más relevante de la ensenada de Marbella, el placer de las Bóvedas, situado frente a la desembocadura del río Guadalmina, hacia las playas ubicadas en la sección centro-oriental, induciendo así el cambio de su estado de intermedia-reflectiva a semi-disipativa.

Se presenta a continuación la rosa del oleaje (Fig. 23) a partir de los resultados obtenidos por Puertos del Estado mediante el modelo de simulación numérica SIMAR en el mismo lugar en el que se presentaron los resultados sobre la velocidad media del viento y para el mismo período de tiempo. En este caso se ha procedido a contrastar el resultado que arroja dicho modelo numérico con los datos medidos por la Boya de Alborán, situada frente a la costa de Estepona, considerando en este caso el período 2003-2006 ya que desde esta fecha se encuentra inactiva.

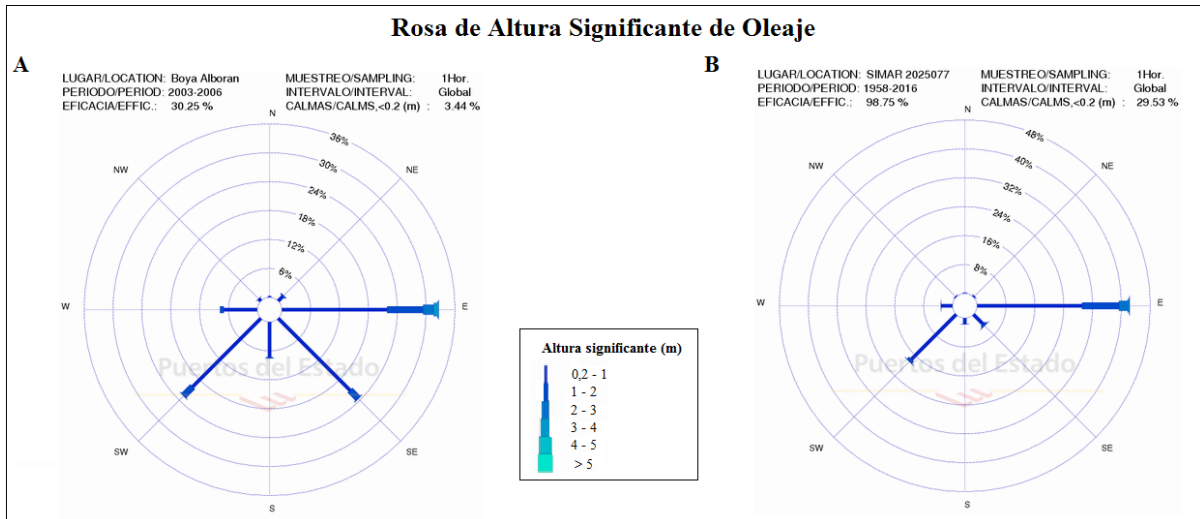


Figura 23. Dirección predominante del oleaje en la Costa del Sol. La imagen A muestra la rosa de oleaje resultante en la Boya de Alborán en el período 2003-2006. La imagen B muestra la rosa de oleaje obtenida en el punto SIMAR n° 2025077 durante el período 1958-2016.

Fuente: Puertos del Estado, Ministerio de Fomento.

La información mostrada en ambas figuras contrasta la predominancia a largo plazo de oleaje de levante tipo *Sea* frente al oleaje de tipo *Swell* que es canalizado a través del Estrecho de Gibraltar, el cual registra dirección predominantemente suroeste debido a que la fisiografía de la costa oriental de la Provincia de Cádiz, con exposición generalizada este-sureste, dificulta la llegada de oleaje de componente estrictamente oeste.

Los datos tomados en la Boya de Alborán deben considerarse con precaución, de lo cual es indicativo el grado de eficacia que refleja la rosa de oleaje mostrada en la figura 23.A (30,25%), fenómeno probablemente asociado a los recurrentes problemas técnicos que ha cosechado durante su funcionamiento. Los resultados que arroja el modelo SIMAR (Fig. 23.B) revelan un mayor debilitamiento del oleaje de *Swell* respecto a los datos obtenidos en la boya de Alborán, lo cual resulta coherente dado que este tipo de oleaje tiende a atenuarse progresivamente a medida que se propaga hacia el este. Los valores de altura significativa (H_s) del oleaje tipo *Sea* son muy similares en ambas ilustraciones, a pesar de que las series temporales consideradas en cada una de ellas es muy dispar, alcanzando una cifra máxima, aunque muy poco probable, de 2-3 metros.

En ambos casos, la altura habitual del oleaje oscila entre 0 y 1 metro, definido en el estudio de Guisado-Pintado *et al.* como oleaje de baja energía, tendencia que corrobora la información mostrada por Malvárez (1999) durante la serie temporal 1985-1995, quien indica además el predominio de este tipo de oleaje durante los meses de primavera y verano.

De acuerdo con M.O.P.T (1992), la altura significativa umbral establecida para la consideración de condiciones de temporal en la costa de Málaga (Zona V) es de 1 metro, de modo que la figura 23 revelaría el registro de episodios puntuales de tormenta ($H_s = 1-3$ m) cuya ocurrencia, de acuerdo con el citado estudio de Malvárez, es habitual en los meses de otoño e invierno. Dicho trabajo revela además un porcentaje de calmas del oleaje tipo *Sea* cercano al 30%, cifra muy similar a la obtenida en la figura 23.B (29,53%) y que muestra, en conjunto, su predominancia respecto al oleaje tipo *Swell* y la recurrente condición de bonanza climática del sistema litoral.

En definitiva, el clima atmosférico y marítimo en la Costa del Sol muestra un patrón de comportamiento con predominancia de situaciones de bonanza frente a eventos de bajas presiones, encontrándose muy marcada la naturaleza del clima marítimo por la morfología de la plataforma continental, su exposición WSW-ENE y el desarrollo de ciertas actuaciones de origen antrópico en el litoral, como las regeneraciones de playa o el emplazamiento de infraestructuras de ingeniería costera. En cuanto a las condiciones atmosféricas, la bonanza climática constituye el principal reclamo de la industria del turismo, mostrando una marcada estacionalidad que ha sido erróneamente interpretada, en ciertas ocasiones, por los actores sociales encargados de la toma de decisiones. Junto a la estabilidad del clima, es también posible el registro de episodios de precipitaciones muy intensos y fenómenos costeros responsables de un fuerte impacto social y económico, repercutiendo además en el estado de conservación del medio físico a través de la generación de fuertes episodios de inundaciones, daños humanos y estructurales, alteración de la biodiversidad vegetal y la ocurrencia de fuertes fenómenos erosivos tanto a escala de cuenca hidrográfica como en las propias playas.

1.1.2 Contexto geológico y geomorfológico de la zona de estudio

1.1.2.1 Contexto geológico

La configuración geológica del territorio de Andalucía goza de una extraordinaria complejidad como resultado de la amplia variedad de procesos tectónicos y geomorfológicos que se han visto implicados en el modelado de la corteza terrestre a lo largo del tiempo, generando en consecuencia un patrimonio geológico de gran diversidad paleogeográfica y litológica. Considerando la amplia variedad de estudios geológicos desarrollados a escala regional y local en el sur de la Península Ibérica durante el S. XX, mostrando en su conjunto resultados muy valiosos que contribuyen a la comprensión de la actual configuración del medio físico (De Orueta, 1917; Blumenthal, 1949; Mollat, 1968; Biot, 1971; Andreo *et al.*, 1996; 1998; entre otros), el presente apartado pretende documentar un espacio cuya orografía y litología, así como también la fisiografía de su red hidrográfica y la naturaleza de los usos del suelo y de explotación de sus recursos implantados a lo largo del tiempo, se hallan en estrecha sintonía con su geología regional.

A tal objeto se presenta, en primer lugar, una breve panorámica sobre los procesos geológicos que han participado en la configuración actual de los Sistemas Béticos, una de las principales entidades fisiográficas de Andalucía en general y del área de estudio en particular, para ahondar posteriormente con mayor detalle en la naturaleza estructural y composicional de las unidades geológicas que configuran la corteza continental del área de estudio y las unidades geomorfológicas presentes en la plataforma continental.

Configuración de los Sistemas Béticos

El principal hito responsable de la compleja configuración geológica y fisiográfica del área de estudio fue el proceso orogénico alpino acontecido durante la Era Terciaria, también llamada Cenozoica, por el que se originaron los principales sistemas montañosos del sur de Europa y Asia, entre los que destacan las Cordilleras Béticas, los Pirineos, los Alpes, los Apeninos y los Montes Cárpatos.

De acuerdo con el Mapa Geológico de España (I.G.M.E, 1978), y según lo reflejado en C.M.A (1999), las dos unidades geológicas principales que configuran el relieve de Andalucía son el Macizo Ibérico y los Sistemas Béticos.

El Macizo Ibérico, también llamado Hespérico o Herciniano en referencia a su orogenia, se prolonga de norte a sur desde la franja costera Cantábrica hasta la vertiente norte del valle del Guadalquivir, coincidiendo su término con las alineaciones montañosas de Sierra Morena. Se halla compuesto por materiales de edad precámbrica, depositados hace aproximadamente 570 M.a, y paleozoica, originados durante la orogenia Varisca o Herciniana hace más de 290 M.a.

Las Cordilleras Béticas, por su parte, responden a una orogenia más reciente, constituyendo la unidad fisiográfica más extensa de Andalucía y el complejo montañoso de mayor relevancia geológica de la provincia de Málaga en general y del área de estudio en particular. La colisión de la Placa Africana y Euroasiática conformó el Bloque Bético-Rifeño, el cual se extiende desde el norte de Marruecos hasta un punto intermedio entre las islas de Mallorca y Menorca, abarcando de oeste a este el Estrecho de Gibraltar y litoral mediterráneo de Andalucía a través de las provincias de Cádiz, Málaga, Granada, Almería y el sur de las provincias de Sevilla, Córdoba y Jaén (Fig. 24).

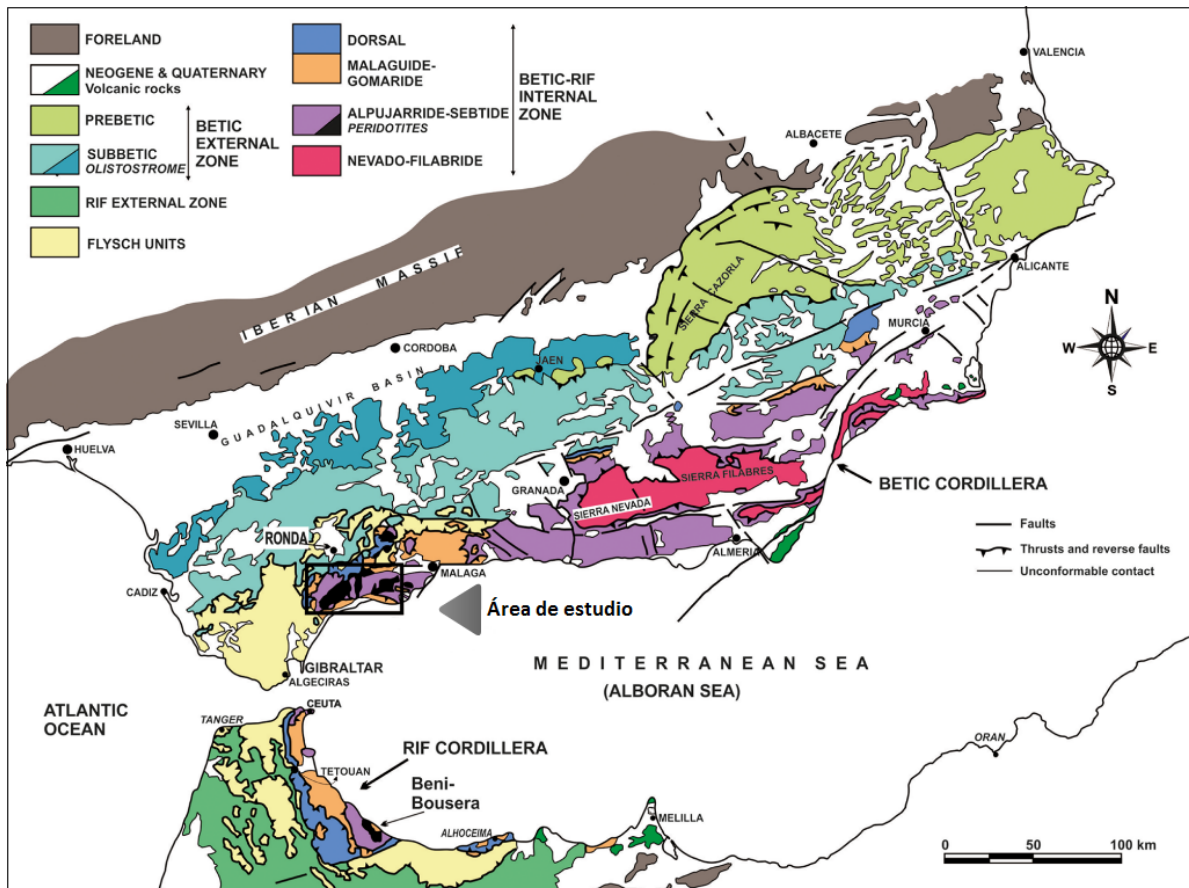


Figura 24. Configuración geológica de los Sistemas Béticos y la Cordillera del Rif.

Fuente: Modificado de Sanz de Galdeano y Ruíz-Cruz (2016).

La litología de las Cordilleras Béticas es abundante en metales pesados, entre los que destaca la presencia de minerales derivados del hierro, como la magnetita, objeto de comercio durante el S. XIX en el área de estudio. Según la información que refleja el Mapa Hidrogeológico de España (I.G.M.E, 2012), destaca la amplia presencia de peridotitas, muy ricas en metales pesados de naturaleza anfibolítica y piroxénica fruto de procesos metamórficos de origen tectónico, constituyendo ésta una propiedad intrínseca del área de estudio que la perfilan como un escenario único a escala mundial. Este afloramiento, conocido como peridotitas de Ronda, ha sido objeto de un amplio estudio, datándose los pioneros a finales del S. XIX y principios del S. XX (Macpherson, 1874; 1879; De Orueta, 1917).

El desarrollo de investigaciones sobre su origen y contextualización en la génesis de las Cordilleras Béticas continúa suscitando en la actualidad un gran interés. El estudio más reciente en este sentido es el elaborado por [Sanz de Galdeano y Ruíz-Cruz \(2016\)](#), en el que se aborda la orogenia de las peridotitas a través de la datación de muestras extraídas en los principales afloramientos de S. Bermeja, en Estepona. Tales autores concluyen en dicho estudio que el afloramiento de las peridotitas hacia la superficie de la corteza terrestre se realizó probablemente en dos momentos. El primero aconteció durante el Carbonífero tardío (hace 300 M.a aproximadamente), tras lo cual quedaron inhumadas por un importante aumento de los procesos de sedimentación debido a la extensión estructural ejercida por la tectónica de placas del que fueron objeto durante el Mesozoico (hace 251 M.a aproximadamente). Finalmente, la orogenia Alpina (hace 65 M.a aproximadamente) provocó el segundo afloramiento de los materiales peridotíticos.

Junto a las peridotitas de Ronda destaca a su vez el afloramiento de Beni Bousera, en Marruecos (Fig. 24), también objeto de un profuso estudio por su marcada relación con la orogenia del área de estudio ([Tabit et al., 1997](#); entre otros). Por otra parte, la configuración geológica que muestran los Sistemas Béticos guarda cierta similitud con otras entidades fisiográficas, como es el caso de los Montes Urales en Rusia, los cuales registran igualmente elevadas cotas topográficas (Monte Narodnaia (1.895 metros) Vs. Pico Torrecillas en la S. de las Nieves (1.919 metros) e incorporan una amplia presencia de diorita en lugar de peridotitas, una roca plutónica muy rica igualmente en anfíboles y piroxenos.

De acuerdo con [Fontboté \(1983\)](#) y [Serrano-Lozano y Guerra \(2004\)](#), las Cordilleras Béticas se dividen en cuatro unidades geológicas atendiendo, en primera instancia, a criterios paleogeográficos, entendidos como aquellos que consideran la forma en la que se distribuían las áreas geográficas en el pasado y, por otro lado, a criterios tectónicos, es decir, los que asumen la presencia de unidades geomorfológicas de fractura, tal como las fallas, pliegues o mantos de corrimiento, como elementos diferenciadores de las unidades geológicas. De este modo se distinguen la Zona Externa, la Zona Interna, el Complejo del Campo de Gibraltar y las Depresiones Postorogénicas.

De acuerdo con [I.T.G.E \(2000\)](#), las Zonas Externas Béticas se componen de materiales que fueron depositados durante el Triásico y Mioceno Inferior (65 – 23 M.a) principalmente en forma de margas, calizas y rocas volcánicas básicas submarinas, formando pliegues y mantos de corrimiento que se ubican sobre un zócalo de edad Paleozoica (Fig. 25.A) que probablemente constituye una prolongación del Macizo Herciniano. Las Zonas Externas se hallan configuradas por dos unidades geológicas, el Prebético y el Subbético ([Vera, 2000](#); [Sanz de Galdeano, 2012](#)), las cuales corresponden a dos dominios paleogeográficos con características propias que se diferenciaron durante el Jurásico inferior, hace aproximadamente entre 175 y 200 M.a ([García-Hernández et al., 1980](#); [Vera, 1986; 1988](#); entre otros).

El Dominio Prebético, situado con mayor cercanía a la Meseta española, constituye la cadena montañosa situada en el extremo nororiental de Andalucía, aflorando además intensamente en las provincias de Murcia, Albacete (Jerez, 1981) y Alicante (Geel, 1995; 2000; Geel *et al.*, 1992; 1998; entre otros).

Al sur del dominio Prebético se localiza el dominio Subbético, considerado una de las alineaciones montañosas principales de las Cordilleras Béticas, extendiéndose de oeste a este desde la Sierra de Grazalema, en la provincia de Cádiz, hasta la Sierra de María, en la provincia de Almería. Se halla conformado por dos subdominios paleogeográficos, el Subbético externo e interno, ambos caracterizados por albergar procesos de sedimentación de material calcáreo del Período Jurásico, cuya edad se sitúa en torno a los 200 M.a aproximadamente (Serrano-Lozano y Guerra, 2004).

Entre ambas secciones se ubicaría el Subbético medio, caracterizado por albergar procesos de sedimentación pelágica de lutitas y margas con intercalaciones de turbiditas calcáreas también del Período Jurásico (García-Dueñas, 1967; Sanz de Galdeano, 1973, Vera, 1969; 2000; entre otros), tal como revela la figura 25.B.

De acuerdo con Sanz de Galdeano (2012), la Zona Interna Bética se compone de cuatro complejos superpuestos, que en orden ascendente de muro a techo son el Nevado-Filábride, Alpujárride, Maláguide y la Dorsal, constituidos los tres primeros por materiales cuya edad abarca desde el Precámbrico (hace 4.600 M.a aproximadamente) al Terciario (hace 65 M.a aproximadamente), estando conformada la Dorsal por materiales del Mesozoico (desde hace 250 M.a hasta 65 M.a) aproximadamente. En términos fisiográficos, la Zona Interna Bética se ajustaría al Dominio Penibético, considerada una de las alineaciones montañosas principales del Sistema Bético junto con el Subbético, discurriendo a lo largo del litoral mediterráneo de Andalucía y cuyo origen responde a la adhesión del Dominio de Alborán (Andrieux *et al.*, 1971) al Bloque Ibérico hace 65 M.a.

Prosiguiendo con el criterio de Fontboté y de Serrano-Lozano y Guerra, los Sistemas Béticos se componen además del Complejo del Campo de Gibraltar y las Depresiones Post-orogénicas. Las Depresiones Post-orogénicas se ubican entre el Dominio Subbético y el Penibético y se componen, de acuerdo con Serrano-Lozano y Guerra, de materiales sedimentarios depositados con posterioridad a la orogenia alpina, concretamente durante el Burdigaliense y Mioceno inferior hace 17 M.a. El Complejo del Campo de Gibraltar, por su parte, se compone de unidades muy características de tipo *Flysch*, constituidas por facies de rocas sedimentarias de diferente cohesividad en la que se alternan calizas y pizarras, de gran dureza y resistencia a la erosión, con arcillas y margas, de menor dureza y más fácilmente erosionables. De acuerdo con Bijou-Duval *et al.* (1978), las unidades de *Flysch* contienen además depósitos siliciclásticos turbidíticos del Cretácico al Mioceno inferior (145 - 23 M.a), depositándose según Medialdea-Cela (2004) en surcos situados entre el Margen Sudibérico y el Dominio de Alborán y entre éste y el Margen norteafricano.

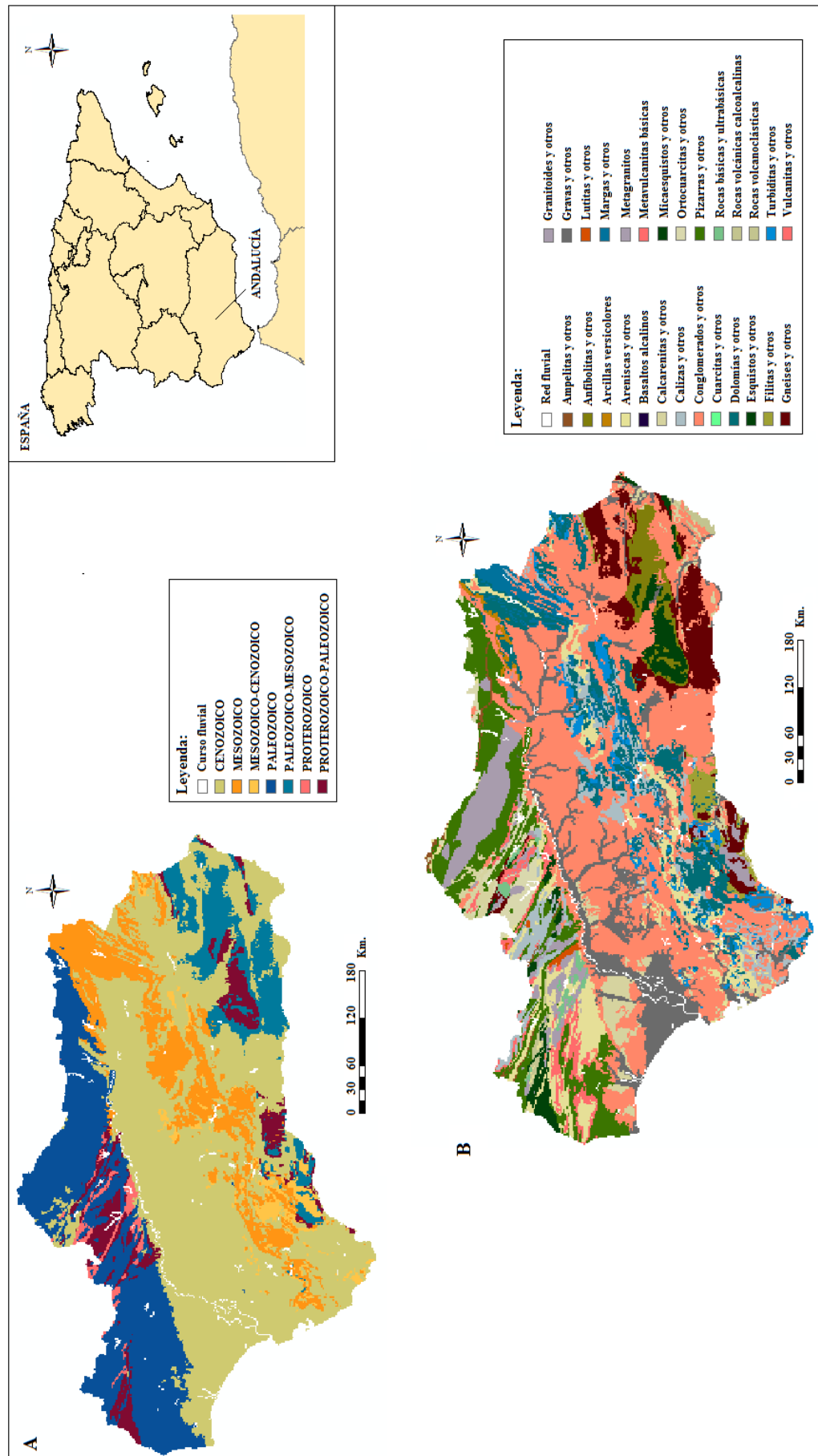


Figura 25. Escenario geológico de Andalucía. La imagen A muestra la Era a la que pertenecen los materiales geológicos que conforman el territorio de Andalucía. La imagen B corresponde al Mapa geológico simplificado de Andalucía a escala 1:1.000.000.
Fuente: Elaboración propia a partir de la información espacial facilitada por el I.G.M.E.

Geología regional de la zona de estudio

La Zona Interna de los Sistemas Béticos ha constituido el escenario de una amplia variedad de estudios geológicos, algunos de los cuales han sido contemplados en la elaboración del presente estudio. No obstante, se ha estimado conveniente considerar la información recogida en el Mapa Geológico de España ([I.G.M.E, 1978](#)), a través de la Hoja nº 1065 de Marbella, como el elemento bibliográfico de referencia a fin de presentar la caracterización geológica regional del área de estudio.

De acuerdo con la citada fuente, la historia geológica de Marbella se inició durante la orogenia alpina acontecida en el Terciario, momento en el que se produjo el emplazamiento de la Unidad de las Nieves sobre materiales del Dominio Subbético que databan del Terciario inferior. En este mismo momento, se produjo la superposición de la Unidad de Blanca y, acto seguido, del Dominio o Complejo Alpujárride. Una vez superpuestos los tres sistemas (Unidad de las Nieves – Unidad de Blanca – Complejo Alpujárride), se produjo la intrusión de material peridotítico en la corteza terrestre, una roca ígnea ultrabásica que constituye el principal componente del manto superior terrestre, constituyendo este el origen de los grandes afloramientos de peridotitas (conocidas como peridotitas de Ronda) característicos de Sierra Bermeja y generando, en consecuencia, un proceso de metamorfismo de contacto en los minerales que componían la corteza terrestre.

En el techo del apilamiento tectónico de la Zona Interna Bética se sitúa el Complejo Maláguide, superpuesto sobre la unión de las peridotitas con el Complejo Alpujárride. De acuerdo con [M.O.P.U \(1987\)](#), una de las estructuras geológicas características que configuran la Zona Interna de los Sistemas Béticos son los mantos de corrimiento (Fig. 26), un tipo de cabalgamiento o pliegue en el que el bloque superior o autóctono llega a desprenderse del bloque inferior o autóctono y a desplazarse durante una distancia que será variable en función de la litología y orografía de la corteza terrestre, pudiendo llegar a registrar en algunos casos varios kilómetros.

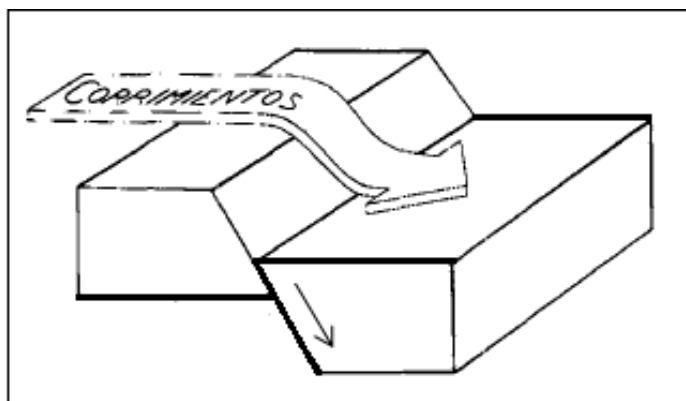


Figura 26. Ilustración de los mantos de corrimiento. Fuente: Modificado de Pomar-Gomá (1979).

Los materiales que componen estos mantos de corrimiento son, en realidad, los mismos que configuran los complejos Alpujárride y Maláguide, debiendo su origen a la superposición de estos dominios por procesos de compresión y deformación, los cuales se encontraban inicialmente en áreas geográficas diferentes que hacen referencia a sus respectivos nombres (Alpujarra y Málaga respectivamente).

Con todo ello, se presenta a continuación una descripción pormenorizada de cada una de las unidades y complejos geológicos que caracterizan el área de estudio (Fig. 27), prosiguiendo el orden de superposición estratigráfica de muro a techo.

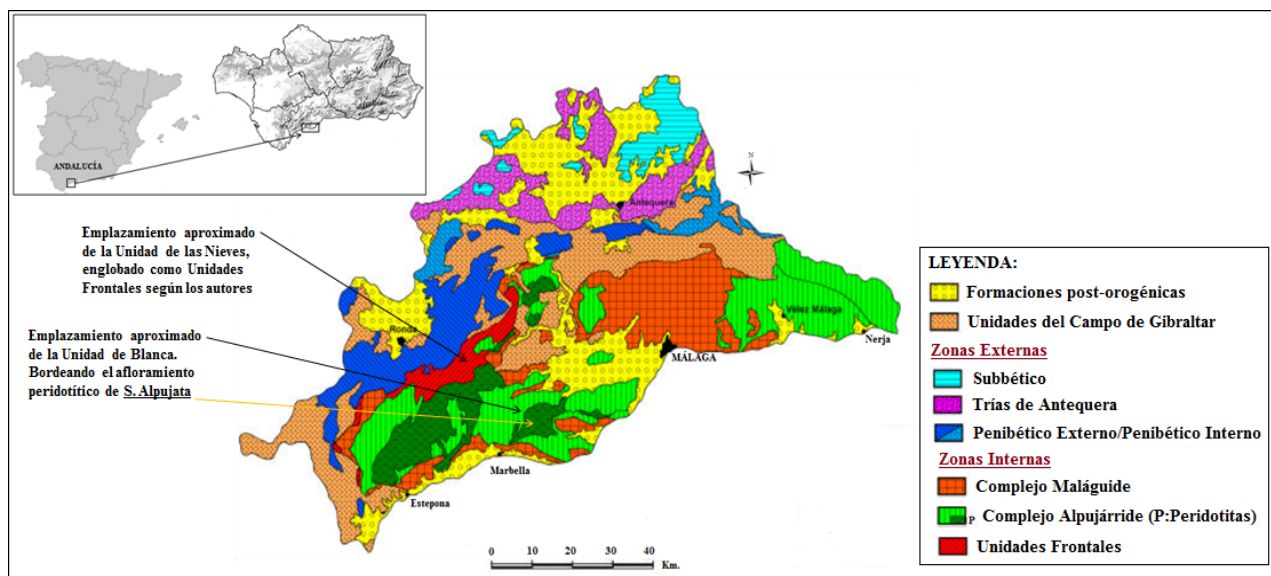


Figura 27. Representación de la Zona Interna de las Cordilleras Béticas en el área de estudio.

Fuente: Modificado de Serrano-Lozano y Guerra (2004).

Unidad de las Nieves

Esta unidad toma su nombre por su afloramiento en la Sierra de las Nieves, la cual se encuentra flanqueada entre Sierra Bermeja al oeste y Sierra Blanca al este. Tal y como se indicó con anterioridad, la Unidad de las Nieves (Fig. 27) se halla superpuesta sobre los materiales Terciarios del Dominio Subbético, no obstante se observa cierta controversia entre algunos expertos a la hora de discernir si esta unidad debería interpretarse como elemento integrante del Dominio Subbético (Dürr, 1967), del Complejo Alpujárride que cabalga sobre él (Blumenthal, 1933) o incluso como elemento estructural de un Complejo adicional denominado Ballabona-Cucharón (Egeler y Simon, 1969), hallándose descrito este sistema en la Hoja Geológica de Cantoria (I.G.M.E, 1978), en la provincia de Almería.

El muro del perfil estratigráfico de la Unidad de las Nieves se compone de una capa de dolomías que adquiere una potencia cercana a los 1000 metros, compuesta principalmente por partículas de carbonato cálcico y magnesio de aspecto brechoide en profundidad hacia rugoso en superficie que datan, siguiendo el criterio de Dürr (1967), del período Noriense-Carniense, perteneciente al Triásico superior (228-235 M.a).

Sobre las dolomías se ubica una serie de calizas tableadas dispuestas en estratos de entre 20-25 y 50 cm. de espesor que se alternan con calizas negras cristalinas junto a las que el Instituto Geológico y Minero de España identificó la presencia de restos fósiles de *Crurirhynchia Kiparasovae*, perteneciente al *phylum* de los Braquiópodos, depositados durante el Triásico superior. La presencia de calizas se mantiene en niveles superiores, en este caso de naturaleza cristalina y color blanco-azulado de edad Jurásica Medio-Superior (160 M.a aproximadamente) sobre las que se ubica una formación catalogada por Dürr como Brecha de la Nava, formada por rocas calizas y dolomías de tipo carniola, término que alude a rocas sedimentarias evaporíticas carbonatadas cuya estructura se muestra carcomida y presenta aspecto ruiniforme (Fig. 28).



Figura 28. Dolomía tipo carniola procedente de la cabecera del río Chícamo, en Murcia.
Fuente: Fotografía tomada del portal digital del Gobierno de la Región de Murcia.

Su datación resulta sumamente compleja, pudiéndose considerar de edad post-Jurásica dado que se sitúa sobre las calizas cristalinas de dicha edad, pre-Alpujárride debido a que se ubica bajo dicho Complejo, y posiblemente también post-Alpujárride considerando la presencia de filitas. Todo ello indicaría que se trata de una formación heterogénea que respondería a la conjunción de procesos marinos, litorales y atmosféricos a lo largo del tiempo.

En el techo del perfil estratigráfico de la Unidad de las Nieves destaca la presencia de mármoles dolomíticos de tipo sacaroideo, producidos por la recrystalización de las calizas y dolomías por el metamorfismo de contacto ejercido por la intrusión de peridotitas hacia la superficie de la corteza terrestre.

La naturaleza geológica de la Unidad de las Nieves denota una composición muy rica en calizas, fenómeno muy interesante en términos hidrológicos pues, ante la ocurrencia de episodios de precipitaciones especialmente intensos, predominarán previsiblemente los procesos de infiltración de la escorrentía superficial generada sobre los de disgregación y posterior transporte de las partículas de suelo. Este proceso se prevé de forma inversa en el caso de los afloramientos de peridotitas, dado su carácter impermeable.

Unidad de Blanca

De forma similar a lo evidenciado en la Unidad de las Nieves, la Unidad de Blanca (Fig. 27), definida por [Mollat \(1968\)](#), registra una composición mayoritariamente carbonatada representada por una estratificación marmórea cuya lectura adquiere una gran complejidad debido a la distorsión generada por las altas condiciones de temperatura y presión que han soportado los materiales que la componen ([Andreo et al., 1998](#)).

Según revela la Hoja de Marbella del Mapa Geológico de España, el techo del perfil estratigráfico de la Unidad de Blanca, denominado como tramo 1, se halla conformado por una serie de mármoles blancos de tipo calcítico y dolomítico con una potencia que oscila entre 1 y 5 metros, en la que se observan intercalaciones de cuarcitas, gneises, anfíbolitas y plagioclasas, herencia estas últimas de los afloramientos de rocas ígneas y metamórficas, caso de las peridotitas.

En el siguiente nivel estratigráfico hacia el muro, denominado como tramo 2, predomina la presencia de mármoles azules fajeados de una potencia que, aunque difícil de determinar con precisión según la fuente referenciada, se prevé superior a los 300 metros. Junto a ellos se aprecia la presencia de anfíbolitas, una roca metamórfica que se encuentra frecuentemente alterada en este tramo de la Unidad de Blanca, constituyendo una de las rocas más antiguas datadas hasta el momento (> 4.000 M.a). Los mármoles dolomíticos sacaroideos se localizan en el nivel más profundo, sin embargo es posible observar un amplio afloramiento de este tipo de mármoles en los llanos de Juanar (situado en torno a los 1.000 msnm), probablemente asociado, según refleja la Hoja Geológica de Marbella, al metamorfismo de contacto que ejercen las formaciones peridotíticas desde niveles estratigráficos profundos, sin que éstas lleguen a aflorar en este lugar. La datación de esta unidad ha despertado cierto grado de controversia entre los expertos que comenzaron a estudiar la configuración geológica de esta unidad a mediados del S. XX, atribuyéndole edad Precámbrica (4.600 – 635 M.a) en algunos casos ([Blumenthal, 1949](#); [Pastor-Gómez, 1973](#)), Triásica para los mármoles que la componen y Paleozoica Inferior para las cuarcitas y gneises del tramo 1 ([Mollat, 1968](#)) o completamente Triásica aunque perteneciente al Complejo Nevado-Filábride ([Egeler y Simon, 1969](#)).

La implicación de la presencia masiva de mármoles que conforman la Unidad de Blanca en términos hidrológicos podría interpretarse de forma muy similar al fenómeno descrito con anterioridad en la Unidad de las Nieves, predominando los procesos de infiltración de la escorrentía superficial frente a los de disgregación y transporte de sedimentos terrígenos. Este podría constituir además el origen más probable de los acuíferos subterráneos que se localizan principalmente en S. Blanca, aunque también en menor proporción en la S. de las Nieves, producidos por los procesos de disolución de la caliza o karstificación.

Complejo Alpujárride

La litología del Complejo Alpujárride (Fig. 27) varía en cierta medida respecto a las series marmóreas características de las Unidades de las Nieves y de Blanca, hallándose conformado en este caso por filitas, esquistos y gneises con intercalaciones de cuarcitas y mármoles. Dentro de la zona de estudio, esta formación adquiere su mayor representatividad en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza, sobre la que discurre la práctica totalidad del tramo alto y medio del curso fluvial, así como en la sección oriental de la cuenca hidrográfica del río Verde, en la que se ubica la Dehesa del Bornoque, y en una amplia superficie que se extiende al norte de las dunas de Artola.

Según revela la Hoja Geológica de Marbella, este complejo registra un elevado grado de metamorfismo, tanto regional como de contacto como consecuencia de la intrusión de las peridotitas, y fuertes procesos de sedimentación que han derivado, en última instancia, en que resulte más apropiado referirse en este caso a secuencia litológica que a estratigráfica.

Destaca en el Complejo Alpujárride la presencia de filitas, rocas metamórficas impermeables, tal como las pizarras o los esquistos, presentes en mayor proporción en los municipios de Parauta y Cartajima, ambos situados al noroeste del municipio de Marbella. Junto a las filitas es recurrente la presencia de micaesquistos de textura arenosa y composición biotítica fuertemente alteradas que suelen adquirir colores pardos tendentes a rojizos.

En combinación con tales materiales es posible identificar, a su vez, la presencia de gneises bandeados de composición cuarcítica y feldespática cuyo origen se halla asociado al metamorfismo inducido por contacto con las rocas ígneas, registrándose débilmente en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza dada la menor proporción de material peridotítico en comparación con el resto de minerales que componen el Complejo Alpujárride. Otras variedades de gneises son también detectables en este dominio, siendo el caso de los gneises de granate y granitoides, ambos característicos de las zonas de contacto con las peridotitas.

El Complejo Alpujárride registra la presencia de mármoles dolomíticos prosiguiendo una configuración muy similar a los mármoles de esta naturaleza característicos de la Unidad de Blanca. Dichos mármoles muestran una textura disgregada en las inmediaciones del contacto con las peridotitas, fenómeno inducido por el metamorfismo de contacto inferido por estas rocas ígneas. Se han registrado dos afloramientos característicos de este complejo, en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza y cerca del municipio de Benahavís, mostrando éste una potencia muy significativa, en torno a 100-120 metros.

Complejo Maláguide

El Complejo Maláguide (Fig. 27), término establecido por [Durand-Delga \(1968\)](#), se sitúa sobre los materiales del Complejo Alpujárride o sobre las formaciones peridotíticas en aquellas zonas en las que afloran en superficie, constituyendo en definitiva el sistema más susceptible a los procesos de pérdida de suelo derivados de la incidencia de agentes meteorológicos especialmente energéticos o del desarrollo de ciertos tipos de usos del suelo.

La base de este complejo se haya conformada por una formación de filitas de unos 300 metros de potencia y amplia presencia de cuarzo cuya procedencia podría ajustarse al techo del Complejo Alpujárride. Sobre ellas es característica la presencia de ‘calizas alabeadas’, término establecido por [De Orueta \(1917\)](#) para definir a un conjunto de calizas de edad Gedinense (Devónico inferior; 400 – 420 M.a aproximadamente) debido a la presencia de fósiles de conodontos situados ligeramente sobre ellas ([Kockel, 1958](#)). Estos fósiles actúan como eje de separación entre las filitas del muro del perfil estratigráfico y una secuencia de pizarras y grauwas de unos 200 metros de potencia y aspecto detrítico cuya edad se sitúa entre el Devónico y el Carbonífero (300 – 400 M.a) según [Kockel y Stoppel \(1962\)](#). Sobre esta serie destaca la presencia de materiales conglomerados de aspecto muy irregular denominados como ‘Conglomerado Poligénico o Conglomerado de Marbella’ según [Blumenthal \(1930\)](#). Se trata de un elemento muy representativo de la geología regional del área de estudio, de modo que se ha estimado conveniente detenerse en valorar su significado en términos geológicos y su grado de implicación en los procesos de erosión de cuencas hidrográficas.

Según revela la Hoja Geológica de Marbella, se trata de una formación que adquiere una potencia aproximada de 100 metros y de composición muy heterogénea en cuarzo, pizarras y grauwas, de edad Postviseense (Carbonífero inferior; < 330 M.a) según [Michelau \(1942\)](#) y [Kockel \(1958\)](#), dada la presencia de restos fosilizados de corales que evidencian su pertenencia a este período de tiempo. Otros autores, tales como [Martínez-Díaz \(1983\)](#) y [Herbig \(1985\)](#), determinaron que esta formación data del Bashkiriense (315-320 M.a), ajustándose al criterio anterior. En sintonía con tales hipótesis, [Sanz de Galdeano et al. \(2006\)](#) indicaron que probablemente los bloques rocosos de los que se compone esta formación se depositaron al término de la orogenia Varisca (hace 280 Ma. Aproximadamente).

De acuerdo con [Didon y García-Dueñas \(1976\)](#) y [Herbig y Mamet \(1983\)](#), los sedimentos que contiene corresponden a un depósito tipo *debris flow*, término que hace referencia a una corriente de flujo de ladera de elevada densidad y presencia masiva de material sólido ([Varnes, 1978](#); [Hutchinson, 1988](#)) en el que partículas gruesas en forma de gravas y bloques se alternan junto a materiales más finos de textura arcillosa, limosa y arenosa que actúan como matriz del sistema.

De acuerdo con [Blumenthal \(1949\)](#) y [Herbig \(1985\)](#), el Conglomerado de Marbella se compone de bloques calizos de origen autóctono procedentes de un gran bloque calizo de origen alóctono y edad Devónica de 11 metros de espesor y 50 metros de diámetro perteneciente a la Unidad de Blanca que se halla situado en la base de la sierra del mismo nombre, a apenas 50 metros al este de la margen izquierda del arroyo de la Cruz, el cual se ubica entre las cuencas hidrográficas del arroyo Nagüeles al este y río Verde al oeste, (Fig. 29.B).

En términos generales la formación de conglomerados, al igual que el resto de las rocas sedimentarias, se origina con la erosión del material rocoso que actúa como fuente, en este caso el bloque calizo cuyo origen es abordado en profundidad en el estudio de Herbig. Una vez erosionados, los bloques rocosos son posteriormente sometidos a una fase de transporte por acción de un flujo superficial en condiciones de acusada orografía, generando en la mayoría de las ocasiones una morfología redondeada característica de las rocas ígneas y metamórficas de las que se compone. La fase final consiste en la cementación de las partículas rocosas, proceso por el que se consolidan los poros existentes entre las partículas que lo componen a través de la disolución de la caliza y otros minerales y mediante la incorporación de partículas de grano medio y fino, tal como arenas o arcillas respectivamente.

Según este planteamiento, la presencia del Conglomerado de Marbella podría ser indicativa de la ocurrencia de intensos procesos fluviales a escala de cuenca hidrográfica. Por otra parte, los bloques calizos de los que se compone presentan un elevado contenido en algas calcáreas, foraminíferos y corales ([Herbig y Mamet, 1983](#)) lo cual contrastaría su origen alóctono según revela el estudio elaborado por Herbig y reflejaría, además, cierta actividad marina, en un contexto en el que el nivel del mar comenzó a bajar debido al crecimiento de los glaciares en el Continente de Gondwana. Con todo ello, podría considerarse plausible que el origen del Conglomerado de Marbella se produjera por la combinación de una intensa actividad marina y continental.

La presencia de este tipo de formaciones no es aislada, habiéndose documentado la existencia de otras formaciones de similares características en el Rif marroquí así como en Ceuta ([Sanz de Galdeano et al., 2006](#)). En el caso de los conglomerados poligénicos del Rif, [Michard y Chalouan \(1978\)](#), [Mourier \(1982\)](#) y [Mäkel \(1985\)](#) indicaron que éstos eran indicativos de la ocurrencia de eventos orogénicos.

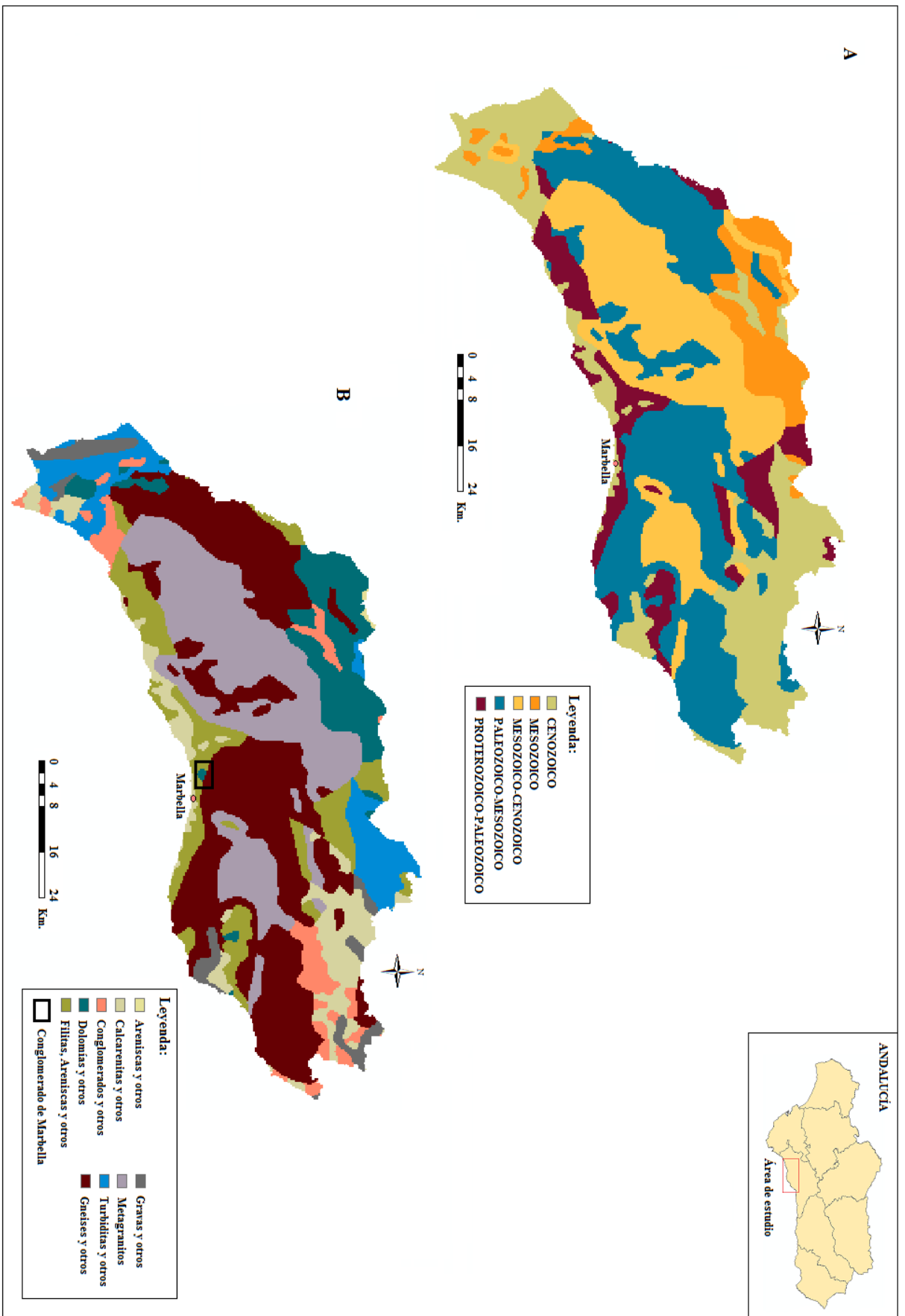
La clave sobre el posible significado de esta formación tan singular en términos geológicos es recogida por [Martínez-Díaz \(1983\)](#), indicando que su presencia en la corteza terrestre podría deberse a tres procesos. En un primer momento, las rocas magmáticas y metamórficas fueron erosionadas, transportadas y finalmente depositadas sobre una plataforma fuertemente carbonatada, lo que indicaría una elevada dinámica fluvial. A continuación, las rocas magmáticas y metamórficas fueron nuevamente erosionadas junto a las rocas carbonatadas sobre las que se asentaron, depositándose finalmente en los cañones submarinos, lo cual indicaría el comienzo de la fase marina.

El proceso final que explicaría su afloramiento y presencia en la corteza terrestre consistiría en un proceso orogénico, tal vez la orogenia Varisca a la que hace referencia Sanz de Galdeano *et al.* hace 280 M.a aproximadamente, lo cual también contribuiría al argumento de Michard, Chalouan, Mourier y Mäkel sobre su temporalidad y posible origen.

El techo de la secuencia estratigráfica del Complejo Maláguide lo conforma la presencia de areniscas rojas de edad más reciente, junto a pequeñas intercalaciones de arcillas rojas que pueden contener yeso y rocas carbonatadas (Cuevas *et al.*, 2001). Según la Hoja de Marbella, es frecuente el registro de calizas dolomíticas de edad Rethiense (Triásico superior; 210 M.a aproximadamente) junto a las areniscas rojas aunque desigualmente distribuidas.

En conclusión, la configuración geológica regional de Marbella revela la suma complejidad y, por ende, el cierto grado de discusión que existe en torno a ciertas interpretaciones por parte de expertos geólogos durante los siglos XX y XXI, existiendo no obstante cierto consenso en cuanto a la naturaleza litológica de la corteza continental de esta sección del Sistema Bético y a los procesos que han modelado la configuración actual de su medio físico.

La naturaleza geológica del área de estudio es muy heterogénea, destacando, de una parte, las grandes formaciones de mármoles y calizas de la Unidad de Blanca y de las Nieves, cuya permeabilidad ejerce de amortiguación de la intensidad ejercida por los fuertes episodios de precipitaciones y, por otra, la amplia presencia de areniscas y arcillas junto a gravas en forma de pizarras, gneises, filitas y rocas calcáreas que componen el sustrato superficial del Complejo Maláguide y que abarcan, junto con los afloramientos peridotíticos, la mayor parte de la superficie de las cuencas hidrográficas bajo estudio (Fig. 29.B). La presencia de las peridotitas, más allá de su importancia en términos geológicos, podría constituir una fuente potencial de metales pesados en el sistema, un aspecto especialmente sensible si se tiene en cuenta que se encuentran bajo la acción de los elementos atmosféricos e hidrográficos, cuya conjunción constituye la principal fuente de aporte sedimentario al sistema litoral.



1.1.2.2 Contexto geomorfológico

Geomorfología de la corteza terrestre

Se presenta a continuación el Mapa Geomorfológico de la corteza terrestre del área de estudio (Fig. 30), el cual será utilizado para describir las principales formaciones geomorfológicas que la configuran.

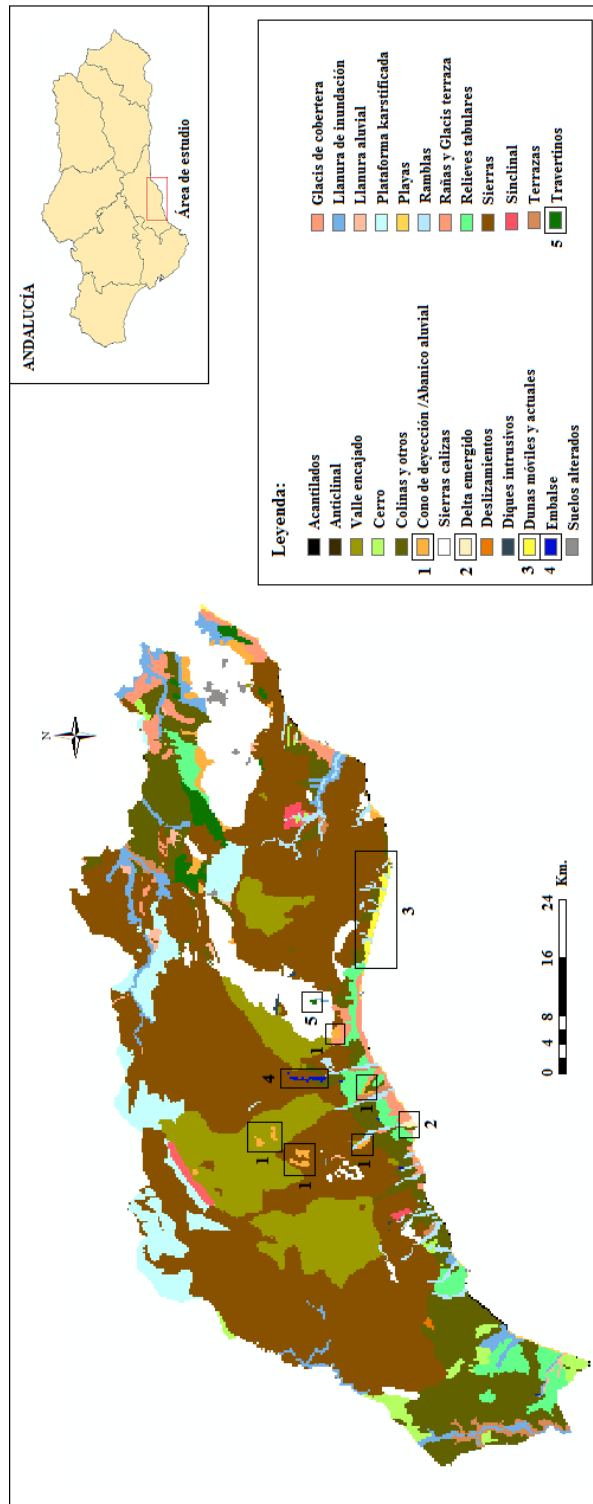


Figura 30. Mapa Geomorfológico de la corteza terrestre del área de estudio.

Fuente: Elaboración propia a partir de la información espacial desarrollada a escala 1:400.000 por la Consejería de Medio Ambiente y la Consejería de Obras Públicas de la Junta de Andalucía, accesible a través de la REDIAM.

Según revela la figura adjunta, la naturaleza de las formaciones geomorfológicas que configuran el área de estudio es muy diversa, apreciándose diferencias significativas en el flanco occidental de la ensenada respecto al oriental que serán objeto de análisis en el presente apartado. Para ello, se ha procedido a destacar aquellas morfologías cuya presencia en la zona de estudio resulta especialmente significativa al objeto del presente trabajo, resaltándose en la figura adjunta mediante recuadro de color negro y su correspondiente numeración.

De acuerdo con el mapa geomorfológico, los depósitos arenosos de edad Cuaternaria reciente (Pleistoceno superior) en forma de dunas móviles y actuales, representados con el número 3 y color amarillo, se concentran en el flanco oriental de la ensenada, apreciándose sobre estos sistemas la presencia de antiguos cursos fluviales menores en forma de arroyos que pudieron constituir una fuente de aporte sedimentario al sistema litoral de la ensenada en el pasado, encontrándose en la actualidad completamente anulados debido al emplazamiento masivo de urbanizaciones durante los años 60. El único elemento que formaba parte de un sistema continuo de mantos eólicos, el cual se extendía a mediados del S. XX desde la desembocadura de río Real hasta el emplazamiento actual del Puerto Deportivo de Cabopino, y que en la actualidad permanece en estado de semi-conservación dada su protección como Monumento Natural en el año 2003 por la Junta de Andalucía, son las dunas de Artola, lugar conocido a finales del S. XIX como Punta de los Ladrones ([Madoz, 1848](#)). A pesar de su protección ambiental, este sistema dunar ha estado sometido a fuertes presiones antrópicas, principalmente relacionadas con la construcción de accesos a la playa de Cabopino y el tránsito humano hacia dicha playa. Entre finales del año 2015 y mediados del año 2016 fue acometida una actuación por parte del X mediante la cual se construyó una pasarela elevada en superficie a fin de encauzar el tránsito de personas y recuperar, en cierto modo, la naturalidad del sistema. La ubicación de los depósitos sedimentarios litorales en el área de estudio convierte a las dunas de Artola en un escenario muy interesante para estudiar los parámetros estadísticos que definen su granulometría y, por tanto, la naturaleza del proceso de transporte que ha participado en su génesis.

El flanco centro-occidental, por su parte, es abundante en depósitos de tipo glacis de cobertera del Cuaternario antiguo (Pleistoceno medio) que se originaron en un momento de tiempo en el que el nivel del mar se hallaba tentativamente en torno a +18 metros ([Lario *et al.*, 1993](#)) y que han modulado, según revelan [Ferre y Ruíz-Sinoga \(1986\)](#), el emplazamiento de un mayor volumen de asentamientos urbanos respecto a la sección oriental de la ensenada de Marbella.

La ubicación de la red hidrográfica principal vertiente al sistema litoral prosigue una marcada oposición geográfica respecto a la zona en la que se emplazan los sistemas dunares del área de estudio, fenómeno que parece vaticinar la existencia de intensos procesos de transporte litoral y eólico.

En cuanto a la geomorfología de la corteza terrestre, la figura 30 muestra la presencia de unidades geomorfológicas indicativas de una intensa actividad fluvial continental. Entre ellas destaca el emplazamiento de diversos conos de deyección o abanicos aluviales (representados con el número 1 y color naranja) en la base de S. Blanca y en las cuencas hidrográficas de los ríos Guadaiza y Guadalmina, todos ellos ubicados a diferentes cotas de altura, fenómeno que descartaría el registro de un único pulso del nivel del mar durante el Pleistoceno. El término ‘cono de deyección’ fue utilizado por primera vez por [Colombo \(1979\)](#), y se define como una acumulación de sedimentos, previamente disgregados y transportados por acción de un flujo superficial, que son finalmente depositados en una zona de baja energía debido a una reducción drástica del perfil topográfico ([Cotton, 1952](#); [Blissenbach, 1954](#); [Allen et al., 1981](#)). De acuerdo con [Lario et al. \(1993\)](#), este tipo de geomorfologías, al igual que las dunas, se originaron durante el Pleistoceno superior, momento en el que el nivel del mar registraba el máximo transgresivo del Tirreniense III (+ 2 metros). Resulta sumamente relevante la presencia de este tipo de morfologías en esta zona, si bien ésta reúne los requisitos esenciales para su formación, según [Denny \(1967\)](#), [Rachocki \(1981\)](#) y [Abalos \(1987\)](#) basados en la presencia de diferentes sistemas montañosos de elevada cota topográfica junto con regiones de llanura. El argumento de [Gómez-Villar \(1996\)](#) profundiza aún más en los factores que intervienen en su génesis, añadiendo que este tipo de morfologías suelen originarse en sistemas que aúnan el registro de elevadas cotas topográficas con una abundante presencia y disponibilidad de sedimentos capaces de ser incorporados a un torrente para su subsecuente transporte.

Según [McArthur \(1987\)](#), es conveniente distinguir entre abanicos aluviales de valles laterales, de pequeño tamaño y normalmente encajados entre las laderas que conforman las subcuencas de recepción, y de fondo de valle, de mayor tamaño y escaso grado de confinamiento, constituidas por flujos de agua muy energéticos. A este respecto, el cono de deyección situado en la base de S. Blanca, al noroeste del municipio de Marbella y con estrecha proximidad al conglomerado poligénico del mismo nombre, se clasificaría como abanico de fondo de valle, y revelaría la formación de potentes flujos de escorrentía superficial capaces de provocar la erosión de la cuenca de recepción del Pico de la Concha, e incluso de su anexa al este. Los abanicos aluviales ubicados en las cuencas hidrográficas de los ríos Guadaiza y Guadalmina se englobarían en el grupo de los abanicos de fondo de valle e informarían, junto a la formación de flujos superficiales muy energéticos, de la disponibilidad de sedimentos terrígenos susceptibles de ser constituir una fuente de aporte.

Junto a los abanicos aluviales, se distinguen otras morfologías características de ambientes de intensa actividad fluvial. Al norte del municipio de Marbella, concretamente en el puerto montañoso de Rico Alto, destaca la presencia de una de las escasas formaciones de travertinos (representados con el núm. 5 y color verde) presentes en los municipios que integran la comarca occidental de la Costa del Sol, localizándose las representaciones más abundantes de este tipo de estructuras sedimentarias en el municipio de Mijas, según refleja la figura 30.

Los travertinos constituyen un tipo de toba, definida por [Whittow \(1984\)](#) como formaciones sedimentarias que se depositan junto a fuentes de aguas subterráneas fuertemente carbonatadas. De este modo, el término travertino se refiere a una antigua toba calcárea litificada en la que el carbonato diagenético ha añadido calcita libre a las fibras vegetales ([Pedley, 1990](#)). Se trata, en definitiva, de una formación asociada, en todo caso, a ambientes calizos, y que se originan por la precipitación de la calcita ante un cambio significativo en las propiedades físico-químicas del carbonato cálcico en disolución en el agua, requiriéndose en este proceso la presencia de abundante vegetación. La precipitación de la caliza suele producirse por el afloramiento de manantiales subterráneos en superficie, fenómeno que constituye probablemente el origen de la formación travertínica de S. Blanca dado que el Mapa Hidrogeológico de España ([I.G.M.E, 2012](#)) ubica en ese mismo lugar la existencia de un manantial de abastecimiento. De acuerdo con [Rodrigo-Comino y Senciales \(2012\)](#), se trata de una formación de edad Pleistocena, datación que tales autores asocian a su morfología en cascada colgada durante un desnivel superior a los 30 metros respecto al curso fluvial actual y que podría deberse, considerando nuevamente el citado Mapa Hidrogeológico, a factores tectónicos dada la presencia de una zona de cabalgamiento en sentido suroeste-noreste. Ello concuerda con el testimonio de [Lario *et al.* \(1993\)](#), quienes asocian este tipo de formaciones al Pleistoceno inferior, momento en el que el nivel del mar en la costa de Málaga se hallaba entre + 73 y + 55 metros, razón por la que su ubicación guarde relativa lejanía a la línea de costa actual.

Además de éstos, la citada fuente identifica otras dos formaciones travertínicas, una ubicada en el municipio de Ojén, a escasa distancia al este de la anterior, y otra en Istán, si bien ambas no se hallan contempladas en la información espacial obtenida a través de la Consejería de Medio Ambiente y de Obras Públicas de la Junta de Andalucía (Fig. 30), probablemente debido a su pequeño tamaño.

Junto a los abanicos aluviales y las formaciones travertínicas, la figura adjunta revela la presencia masiva de relieves tabulares (representados en color verde claro) junto con glaciais de cobertera (representados en color naranja claro), ambos con estrecha proximidad a la línea de costa actual. Los relieves tabulares constituyen acúmulos de sedimentos que se distribuyen en estratos horizontales en forma de tabla, disposición que describen debido a que el sedimento dispone de espacio suficiente durante su depósito como para abarcar una gran extensión de superficie. De acuerdo con [De la Rosa y Moreira \(1987\)](#), este tipo de morfologías suelen estar habitualmente conformadas por areniscas calcáreas consolidadas y calizas, lo cual se corresponde con la información que refleja la figura 29.B y con lo expresado por [De la Cruz *et al.* \(2010\)](#). Según [Gracia *et al.* \(1988\)](#), supone un rasgo característico de los Sistemas Béticos la presencia de altiplanicies constituidas por relieves tabulares resultantes de la colmatación de las cuencas neógenas a lo largo del período Neógeno-Cuaternario, es decir, durante la era Cenozoica (desde hace 65 M.a; Fig. 29.A).

La figura 30 refleja la abundante presencia de este tipo de geomorfologías en la sección centro-occidental de la ensenada de Marbella, situadas con inmediatez a los glaciares de cobertera, e igualmente su ausencia en la sección opuesta, región en la que las colinas de piedemonte (representadas en verde oscuro) junto con los sistemas de dunas móviles y actuales (representados en amarillo) constituyen las morfologías predominantes.

No se ha conseguido constatar robustamente en la literatura si los depósitos que configuran los relieves tabulares de esta sección en particular son de origen marino o continental, sin embargo el hecho de que se traten de materiales consolidados, calcarenitas principalmente, ubicados junto a la red fluvial vertiente al sistema litoral de la ensenada de Marbella, podría inducir a considerar que estos depósitos podrían presentar un origen terrígeno como resultado de los procesos de erosión de las cuencas altas, fuertemente compuestas por gneises y calizas entre otros (Fig. 29.B).

Finalmente, es preciso destacar la presencia de un delta emergido en la desembocadura del río Guadalmina, el cual actúa como cierre a la ensenada de Marbella al oeste. Su presencia resulta muy interesante desde varias perspectivas. Por una parte, informaría de una dinámica fluvial muy activa, caracterizada por una elevada capacidad para el transporte de sedimentos junto a una amplia disponibilidad de éstos, procedentes de la erosión de la cuenca alta, para ser transportados y finalmente depositados. Además, también revelaría que la posición del nivel del mar en una etapa geológica previa apenas ha experimentado variaciones respecto al actual. De acuerdo con [Lario *et al.* \(1993\)](#), este tipo de formaciones responden a la génesis más reciente de las estructuras sedimentarias descritas hasta el momento, con una edad aproximada de 6.000 años (Holoceno superior), momento en el que el nivel del mar se encontraba a +1 metro respecto al nivel actual. En este sentido, resulta interesante cuestionarse por qué no se observa la presencia de este tipo de formaciones en las desembocaduras de los ríos Guadaiza y Verde, siendo este último el de mayor superficie de cuenca de vertiente de los que desembocan en la ensenada de Marbella. Una posible respuesta a esta cuestión resida en una cuestión geológica, quizás por la mayor presencia de formaciones peridotíticas conformando el sustrato de las cuencas hidrográficas de los ríos Guadaiza y Verde en comparación con la cuenca del río Guadalmina, reduciendo la disponibilidad de sedimento útil para su disgregación y transporte. Otra posible hipótesis podría residir en la concentración del proceso urbanizador en la sección central de la ensenada, sucumbiendo tales formaciones a este proceso. Sin embargo, la hipótesis más plausible podría ampararse en el proceso de captura fluvial que aconteció durante el Cuaternario medio y moderno en los cauces de los ríos Guadaiza y Guadalmina, proceso descrito por [Baena \(2002\)](#), constituyendo ésta la causa más plausible en términos temporales que explicaría además la presencia de otras morfologías sumergidas en la plataforma continental, como es el caso del Placer de las Bóvedas.

De acuerdo con [Pastor \(2013\)](#), la captura fluvial es un mecanismo de reorganización de la red de drenaje que suele registrarse en regiones 1) tectónicamente activas en las que puede registrarse el levantamiento del terreno, fenómeno probable en el área de estudio dada la recurrente presencia de fallas y zonas de cabalgamiento, 2) con valles profundos, herencia de la intensa actividad tectónica que ha dado origen a los Sistemas Béticos, 3) con amplia disponibilidad de sedimentos y 4) en zonas de clima árido en donde suelen registrarse además fenómenos climáticos periódicos de gran energía. En definitiva, ingredientes meteorológicos y geológicos característicos del área de estudio.

En este escenario, el cauce menos erosivo, el capturado (río Guadaiza), experimenta la desviación en la dirección de su cauce hacia el que lo recibe, el captor (río Guadalmina), siendo éste el que presenta una mayor capacidad erosiva. De acuerdo con [Baulig \(1950\)](#), [Lauder \(1968\)](#), [Miller \(1975\)](#) y [Tricart \(1977\)](#), los mecanismos responsables de los procesos de captura fluvial son la erosión remontante, divagación lateral, los derrames y los procesos de colapso kárstico, *suffosion* y *piping*.

La erosión remontante, según lo referido por [Baena \(2002\)](#), se origina en regiones con una intensa actividad tectónica en las que se registran levantamientos del terreno motivados por la presencia de líneas de falla y cadenas de plegamiento. Ello origina que los cauces fluviales situados con estrecha cercanía entre sí presenten desigual energía, de modo que el sistema tiende a equilibrarse mediante la erosión de los interfluvios e induciendo, en definitiva, a la captura de un curso fluvial sobre otro. La divagación lateral, por el contrario, no atiende directamente a patrones tectónicos, sino que suele registrarse en cuencas sedimentarias con amplios valles en las que un episodio de precipitaciones de elevada energía genera una descarga puntual de sedimentos que provoca, por colapso, el desplazamiento lateral del cuerpo de agua, invadiendo en última instancia a un cauce próximo. El proceso de derrame se encuentra muy ligado al de divagación, teniendo lugar en cauces fluviales de cierta inestabilidad y muy próximos entre sí en el que la ocurrencia de episodios de precipitaciones puntuales y especialmente intensos provocan crecidas del nivel del cauce que acaban por superar el interfluvio que separa ambos cursos fluviales. De acuerdo con Baena, este episodio es característico en llanuras aluviales, glaciares, abanicos aluviales o piedemontes, es decir, sobre geomorfologías de escasa pendiente y elevada concentración de sedimentos, cuya presencia es recurrente en el área de estudio. Finalmente, los procesos de colapso kárstico, *suffosion* y *piping* tienen lugar, como su propio nombre indica, en ambientes kársticos con litologías de margas, yesos, rocas carbonatadas, granitos y areniscas entre otras, en los que predominan los procesos de disolución de la calcita y de ‘vaciado de cámaras’, muy comunes este tipo de procesos en la Región de Murcia.

Los procesos de captura fluvial se encuentran muy extendidos en Andalucía según revela el estudio de Baena, habiéndose registrado abundantemente en diferentes afluentes vertientes al río Guadalquivir y en otros que desembocan en la cuenca mediterránea, caso de los ríos Guadalteba, Guadalhorce, Guadalmedina o Guadalfeo entre otros.

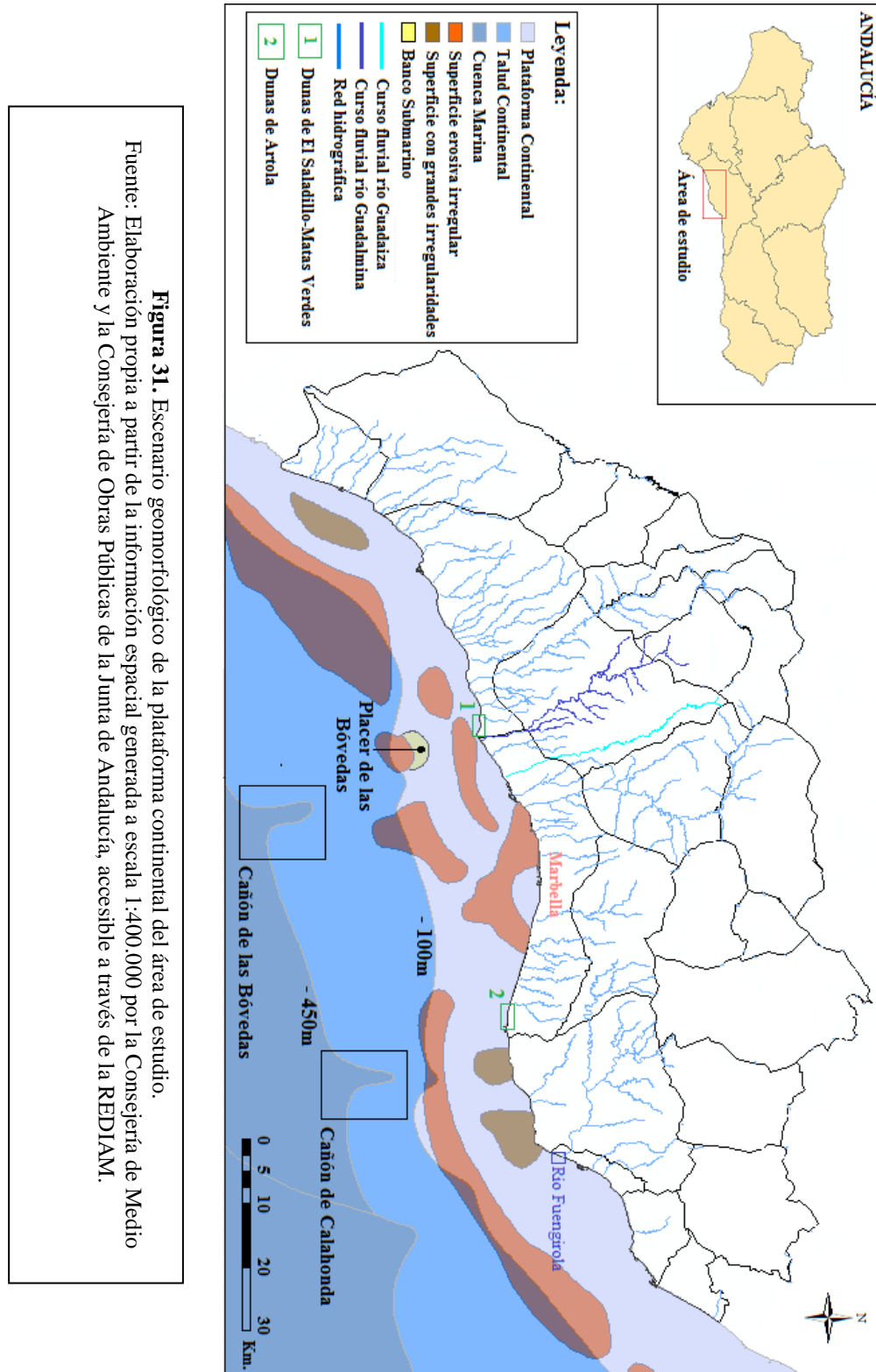
La fisiografía de la red hidrográfica, en la que las desembocaduras fluviales se hallan muy próximas entre sí en distribución prácticamente paralela, hace de la Costa del Sol Occidental, y del área de estudio en particular, una zona con una elevada propensión a registrar este tipo de procesos. Ello queda reflejado en [Baena \(2002\)](#), en el que se hace mención a un proceso de captura fluvial que tuvo lugar en los ríos Guadalmina y Guadaiza, ambos emplazados en la sección occidental de la ensenada de Marbella. Según la citada fuente, el cauce del río Guadaiza podría haber experimentado una modificación de su curso en sentido oeste debido a la confluencia de un proceso de derrame lateral, motivado por la ocurrencia de eventos extremos de precipitaciones en momentos puntuales durante la estación invernal, junto con variaciones en la topografía inducidas por la presencia de un escarpe de falla que atraviesa el cauce medio de dicho río en sentido oeste-este. Dicho autor también alude a una primitiva confluencia entre ambos ríos, fenómeno que habría tenido lugar con anterioridad al episodio de captura fluvial expuesto, lo cual explicaría la presencia de extraordinarios depósitos aluviales en el arroyo del Chopo, situado en la actualidad entre ambos cauces fluviales.

El proceso, o tal vez el conjunto de ellos, responsables de la separación de ambos cauces, y de la actual configuración de la red hidrográfica vertiente a la sección occidental de la ensenada de Marbella, no son abordados por el citado autor. No obstante, una hipótesis plausible atendiendo a la “frescura” del escarpe de falla del río Guadaiza a la que se refiere Baena en su trabajo, podría indicar la ocurrencia de un levantamiento topográfico, o una conjunción de procesos tectónicos, dada la recurrente presencia de líneas de falla según revela el Mapa Hidrogeológico de España ([I.G.M.E., 2012](#)), que podrían haber generado, en última instancia, el desplazamiento del cauce del río Guadaiza hacia el este y la formación de un cauce intermedio de menor envergadura, el arroyo de Benavolá.

La repercusión en términos sedimentarios del proceso de captura fluvial es inmediata, pues constituye el origen más probable de los depósitos sedimentarios emergidos en forma de delta en la desembocadura del río Guadalmina, y de los sumergidos en la plataforma continental frente a su desembocadura en forma de placer. Así, la cuenca hidrográfica conformada a partir de la unión de ambos cauces fluviales se habría erigido durante el Cuaternario medio como la mayor de las cuencas vertientes al sistema litoral de la ensenada, superando en superficie a la cuenca hidrográfica del río Verde, la de mayor superficie en la actualidad.

Geomorfología de la plataforma continental

Se presenta a continuación el Mapa Geomorfológico de la plataforma continental del área de estudio (Fig. 31), el cual será utilizado para describir las principales formaciones geomorfológicas que se observan.



El principal elemento geomorfológico a destacar a partir de la figura adjunta es el Placer de las Bóvedas, situado frente a la desembocadura del río Guadalmina (representado en amarillo). Según se extrae de [Gómez-Zotano *et al.* \(2009\)](#), la primitiva confluencia de los ríos Guadaiza y Guadalmina con anterioridad al proceso de captura fluvial referido ocasionó un aumento muy significativo en las tasas de aportes que constituyeron, de una parte, el origen del delta emergido del río Guadalmina y, de igual modo, generaron importantes acúmulos de sedimentos en la plataforma continental que supusieron una fuente de alimentación al complejo dunar de El Saladillo-Matas Verdes, ubicado en la sección oriental de la ensenada de Estepona, al oeste del área de estudio. Considerando dicho argumento, cabe la posibilidad de que el origen de este placer submarino se encuentre asociado, según el mismo razonamiento, a la extraordinaria tasa de aportes dada la configuración de la red fluvial en tiempo pasado. Semejante disponibilidad de sedimentos alimentaría la hipótesis planteada por [Guisado-Pintado *et al.* \(2013\)](#), por la que se atribuye su origen a la formación de ondas de arena y al subsecuente depósito favorecido por la presencia de un paleovolcán que habría actuado como elemento de obstáculo a su transporte.

Según revela la figura 31, el Placer de las Bóvedas se sitúa en el límite entre la plataforma y el talud continental, con relativa cercanía a la isobata de los 100 metros, fenómeno que ha favorecido a su actuación como fuente de suministro sedimentario ya que, de formar parte del pronunciado desnivel del talud continental (350 metros), su función de aporte habría quedado potencialmente anulada considerando el régimen morfodinámico de la ensenada de Marbella.

Junto al Placer de las Bóvedas, otro de los elementos que informan de la intensa actividad fluvial acontecida en el área de estudio en tiempo pasado es la presencia de dos grandes surcos en forma de cañones submarinos que se ubican al término del talud continental, a una profundidad cercana a los 450 metros, estos son el Cañón de las Bóvedas al oeste y el Cañón de Calahonda al este (Fig. 32).

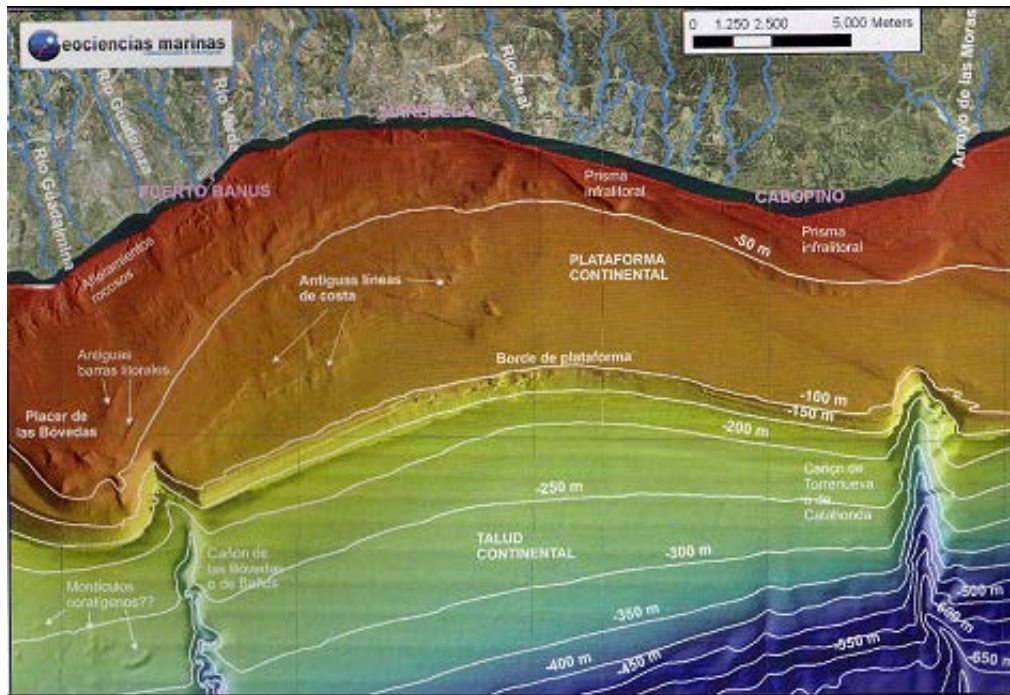


Figura 32. Mapa batimétrico de la plataforma y talud continental de la ensenada de Marbella.
Fuente: Fernández-Salas y Malvárez (2015).

La ubicación del primero de ellos constituye un elemento nuevamente interesante, pues se encuentra prácticamente alineado con la desembocadura del río Guadalmina y el Placer de las Bóvedas. Su presencia podría informar de que el emplazamiento del cauce del río Guadalmina, o al menos su desembocadura, no ha experimentado grandes variaciones en un pasado no reciente en el que el nivel del mar se encontraba significativamente por debajo del actual. Este momento pasado fue concretamente el Messiniense (Fig. 33.A), un período de vital importancia en la Cuenca Mediterránea en general y en el área de estudio en particular, en el que se produjo un fuerte descenso del nivel del mar, estimado según [Ryan \(1976\)](#) entre otros en torno a 1.500 metros (Fig. 33.B), debido a una nueva colisión entre la Placa Africana y la Euroasiática hace aproximadamente 6 M.a, originando la desecación parcial del Mediterráneo durante un episodio denominado como la Crisis Salina del Messiniense.

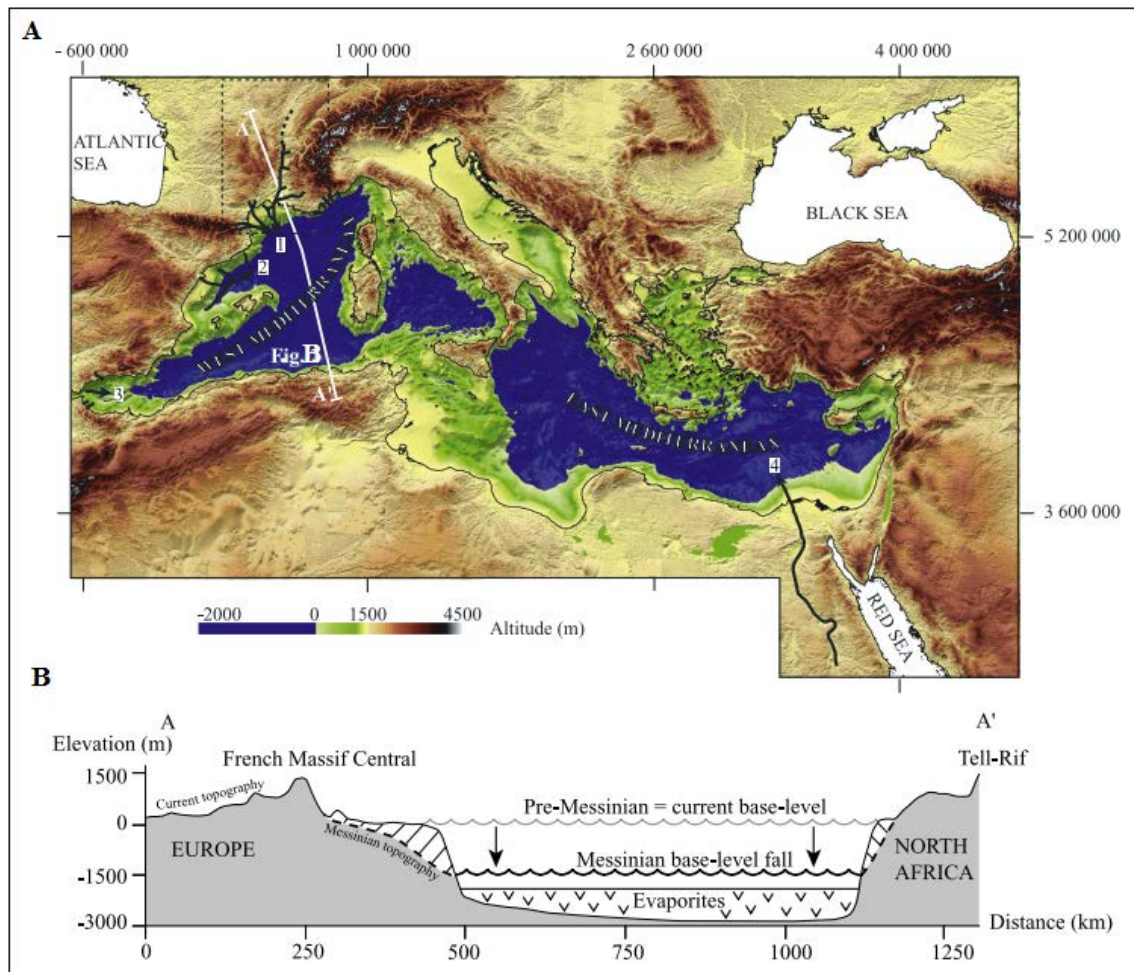


Figura 33. Estimación del nivel del mar en la cuenca del Mediterráneo durante el Messiniense. La zona representada en azul mostraría el nivel del mar estimado en este período, influenciado por la presencia de evaporitas. Fuente: Modificado de Loget *et al.* (2006).

Este episodio ha sido ampliamente documentado en la literatura, principalmente motivado por el recurrente registro a lo largo de la cuenca Mediterránea de cañones submarinos de entidad sumergidos actualmente a elevadas cotas batimétricas, indicativos de intensos procesos fluviales en el pasado. De acuerdo con [Loget y Van Den Driessche \(2006\)](#) y [Roveri *et al.* \(2014\)](#) entre otros, este tipo de formaciones se originaron como un mecanismo de reajuste del nivel de base de la red fluvial a la brusca caída del nivel del mar que aconteció en este período, sobredimensionándose los procesos erosivos ejercidos por la extensión de la red hidrográfica debido a la mayor pendiente de la plataforma continental, fenómeno especialmente significativos en escenarios como la Costa del Sol dada la peculiar naturaleza de su plataforma continental. Este fenómeno finalizó también bruscamente ante la reapertura del Estrecho de Gibraltar a principios del Plioceno (hace 5,3 M.a aproximadamente), produciéndose la rápida inundación de la cuenca mediterránea y registrándose, en consecuencia, una subida del nivel del mar estimada, según [García-Castellanos *et al.* \(2009\)](#), en más de 10 metros por día.

La ubicación del Placer de las Bóvedas entre la desembocadura del río Guadalmina y el Cañón de las Bóvedas evidenciaría que su origen atiende a un período más reciente de subida del nivel del mar.

El origen del Cañón de Calahonda, en cambio, despierta una mayor incertidumbre. A la vista de la distribución de la red hidrográfica vertiente a la ensenada de Marbella (Fig. 31), se aprecia cómo éste ha quedado desconectado de un cauce fluvial de entidad, observándose únicamente la existencia de varios arroyos de escaso porte, en la actualidad prácticamente desactivados. Este fenómeno resulta sumamente interesante, pues su origen podría encontrarse asociado a la presencia, en tiempo pasado, de un cauce fluvial de entidad (Fig. 34) que, tal vez por factores tectónicos, pasó a reestructurarse posteriormente en el conjunto de arroyos que se observan en la actualidad. Esta cuestión constituye actualmente una incógnita, sin embargo la presencia de un nuevo cañón submarino frente a la desembocadura del río Fuengirola, al este del Cañón de Calahonda, parece corroborar que este tipo de entidades podrían tener su origen en el aumento de los procesos erosivos fluviales, ejercidos por un cauce principal, en condiciones de bajada brusca del nivel del mar durante el Messiniense, y que, tal vez, la razón de que estos cañones submarinos no se hayan colmatado de sedimentos se encuentre posiblemente asociada a la brusca subida del nivel del mar tras la reapertura del Estrecho de Gibraltar.

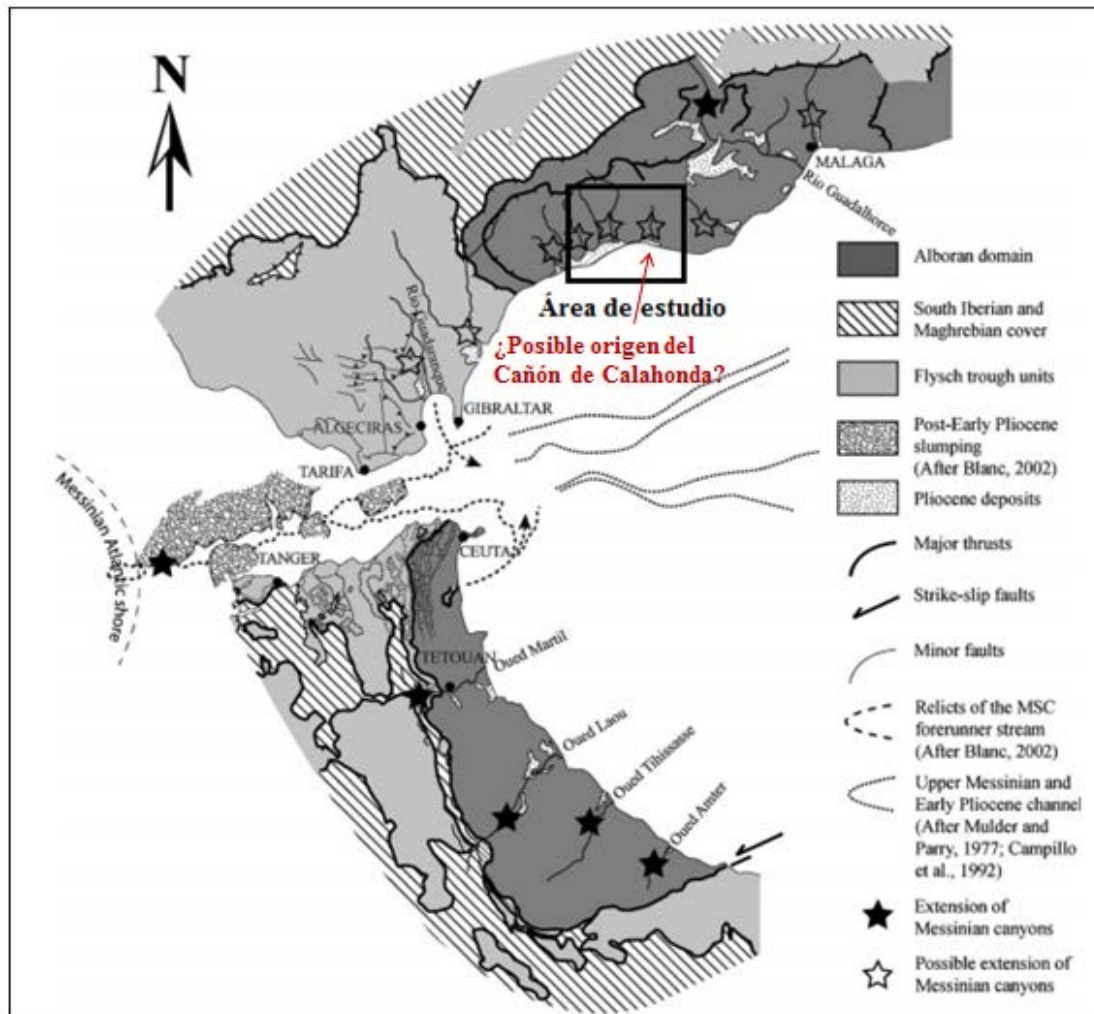


Figura 34. Ilustración del posible origen de los cañones submarinos presentes en la plataforma continental de la ensenada de Marbella. Fuente: Modificado de Loget y Van Den Driessche (2006).

1.1.3 Caracterización de la red hidrográfica principal del área de estudio

La red hidrográfica vertiente a la ensenada de Marbella presenta la máxima relevancia en el contexto sedimentario del área de estudio, pues constituye la principal fuente de aporte de sedimentos al sistema litoral (McDowell *et al.*, 1993). La totalidad de los ríos y arroyos objeto de estudio se integran en la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas, gestionada en la actualidad por la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía. Su ámbito territorial comprende el Distrito Hidrográfico Mediterráneo y aquella fracción de litoral que engloba las aguas de transición y costeras, abarcando una superficie total de 17.952 km² (1.795.200 Ha.) que se extiende desde la frontera administrativa que separa los Términos Municipales de Tarifa y Algeciras, al oeste, hasta la desembocadura del río Almanzora, en la provincia de Almería al este (C.M.A.O.T, 2016).

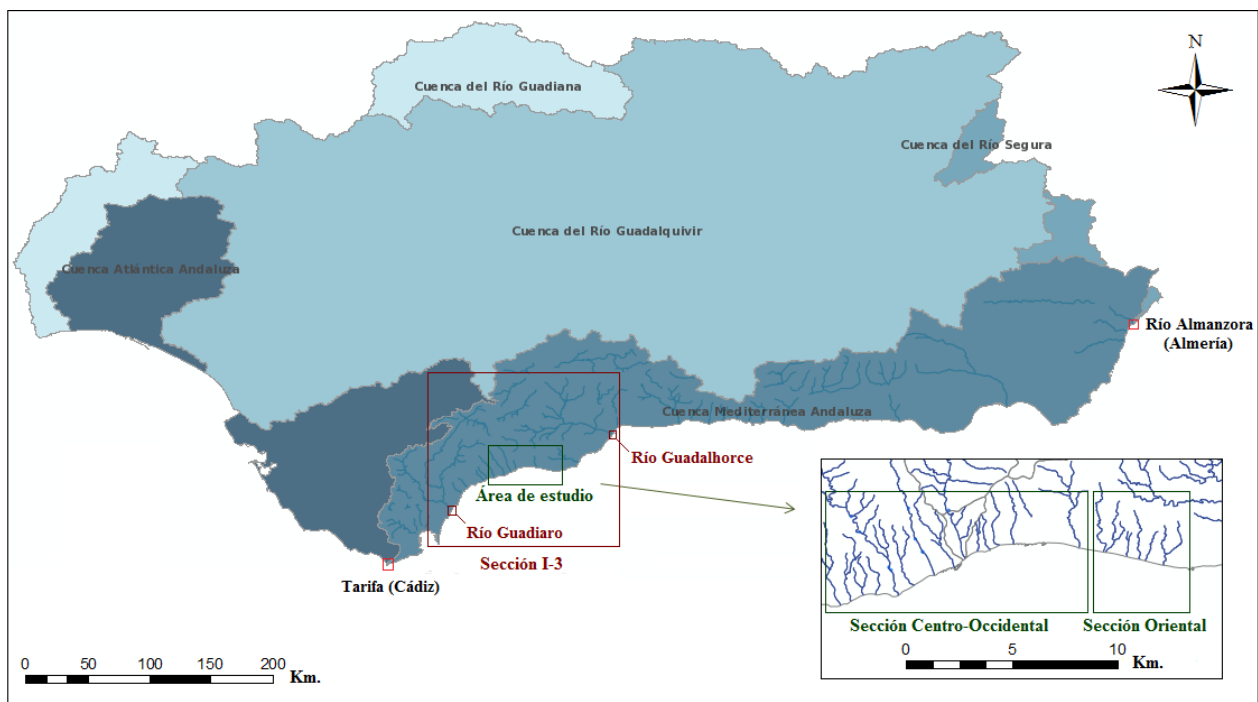


Figura 35. Ámbito hidrológico del área de estudio.

Fuente: Elaboración propia a partir del 1) Sistema de cuencas referenciadas en las Bases de Referencia Hidrológica de Andalucía y 2) el Mapa de Aguas Superficiales y Subterráneas de las Demarcaciones hidrográficas Intracomunitarias de Andalucía (2012), accesibles a través de la REDIAM.

La red hidrográfica del municipio de Marbella se enmarca en la Sección I-3 de la citada Demarcación (Fig. 35), la cual abarca aquellas cuencas vertientes al mar situadas entre las desembocaduras de los ríos Guadiaro, en Sotogrande (Cádiz), y Guadalhorce, en Málaga.

Los ríos de mayor entidad se localizan en la sección centro-occidental de la ensenada de Marbella, la cual ha constituido un escenario propicio para la construcción de embalses y sistemas de trasvase de agua dado sus elevados regímenes energéticos y abundante caudal durante la ocurrencia de fenómenos intensos de precipitaciones, propiciado además por su distribución prácticamente paralela y la estrecha cercanía que guardan entre sí. Como resultado, esta sección de la ensenada muestra en la actualidad un severo estado de artificialización, en el que el tramo medio de la totalidad de la red fluvial principal se halla regulado mediante embalses y azudes, contruidos la mayoría de ellos durante el S. XIX, y en el que la desembocadura de cada uno de los ríos y arroyos se encuentra además influenciada por usos de tipo urbano y recreativo, en el que el máximo exponente ha consistido en la masiva construcción de campos de golf y su frecuente emplazamiento junto a urbanizaciones de lujo, o en otros casos en las márgenes de la red fluvial en su desembocadura.

A fin de plasmar el panorama descrito, se presenta a continuación una caracterización pormenorizada de la naturaleza edáfica, tipología de usos del suelo y fisiografía de la red hidrográfica que compone cada una de las cuencas vertientes a la sección centro-occidental de la ensenada de Marbella. Se comienza por presentar las generalidades que conciernen a cada una de ellas para abordar, a continuación, las especificidades que las diferencian entre sí. Para ello, se ha estructurado la red hidrográfica principal atendiendo a su distribución geográfica en sentido E-W, comprendiendo así los ríos Real, Verde, Guadaiza y Guadalmina. Del mismo modo se presenta la naturaleza de la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá en los mismos términos como principal exponente de la red de arroyos presentes en el área de estudio.

1.1.3.1 Generalidades sobre la naturaleza edáfica de la red hidrográfica

De acuerdo con la información reflejada en el Mapa de Suelos de Andalucía a escala 1:400.000 (C.M.A, 2005), se distinguen tres unidades edáficas que son comunes en la totalidad de las cuencas hidrográficas bajo estudio, las cuales se detallan a continuación.

Luvisoles crómicos, Cambisoles cálcicos y Litosoles

Los Luvisoles suelen adquirir un color rojizo debido a la acumulación de óxido de hierro, son ligeramente básicos, frecuentemente decarbonatados y presentan textura limosa que varía a limo-arcillosa en profundidad (C.M.A, 1999). Presentan además un horizonte árgico de unos 100 cm de espesor en el que es sumamente característica la presencia de una alta concentración de arcillas (I.U.S.S-F.A.O, 2014). En este tipo de suelos es frecuente que se produzca la ‘iluviación de arcilla’, un proceso por el cual se produce la migración de la arcilla desde el horizonte superficial al profundo a través de los macroporos del suelo durante un evento de precipitaciones especialmente intenso. Ello da lugar a una película de arcilla que recubre las paredes de dichos macroporos denominada cutanes de arcilla, muy características de este tipo de suelos.

Los Luvisoles presentes en la Provincia de Málaga suelen ser de naturaleza cálcica y crómica. En este caso, los Luvisoles presentes en las cuencas hidrográficas bajo estudio son de tipo crómico, los cuales se encuentran frecuentemente asociados a ambientes cársticos de tipo calizos o yesíferos. Este tipo de suelo puede permanecer en fase lítica o rúdica. Se acude al primer término para referirse a suelos con presencia de una masa rocosa continua en los primeros 50 cm del suelo, mientras que la fase rúdica alude al afloramiento de rocas en superficie, en forma de gravas o cantos, fenómeno que dificulta el desarrollo de la agricultura (F.A.O-U.N.E.S.C.O-I.S.R.I.C, 1988).

Junto a los Luvisoles crómicos se identifica la presencia de Cambisoles cálcicos y Litosoles. Los Cambisoles son suelos jóvenes, de color pardo y muy cambiantes en estructura, color y contenido de arcillas a lo largo del perfil. Según sea su contenido en bases químicas se clasifican en eútricos, dístricos o calcáricos. En este caso, los Cambisoles son de tipo cálcico, incluidos en el grupo de los calcáricos, los cuales se desarrollan sobre coluvios de dolomías o capas rojas y cuya procedencia se debe, habitualmente, a un proceso de terrificación de antiguos Luvisoles (C.M.A, 1999). Su textura evoluciona de franca y franco-limosa en superficie a franco-arcillosa en el horizonte Cámbico, caracterizado por presentar generalmente una textura areno-arcillosa o arcillo-arenosa muy fina (I.U.S.S-F.A.O, 2014). Los Litosoles aparecen de forma puntual en zonas en las que se produce el afloramiento de la roca madre en superficie. No obstante, los sistemas modernos de clasificación de suelos no lo contemplan como una unidad edáfica específica ya que se trata de suelos que aparecen de forma muy puntual y que, dado que afloran en superficie, han sucumbido de alguna forma a los procesos de antropización, dando origen así al grupo de los Antrosoles.

Luvisoles crómicos, Regosoles eútricos y Litosoles con Phaeozems y Cambisoles eútricos

En este tipo de suelos los Luvisoles crómicos, a diferencia de la unidad edáfica anteriormente descrita, se encuentran asociados a Regosoles, los cuales suelen formarse sobre materiales no consolidados, alterados y de textura fina. En la provincia de Málaga se distinguen tres tipologías; dístricos, eútricos y calcáricos, identificándose en este caso la presencia de Regosoles de tipo eútrico, muy ricos en nutrientes y bases químicas tales como el calcio, magnesio, potasio o sodio y de textura franco-arenosa variable a franco-arcillosa (C.M.A, 1999). Sin embargo, la característica edafológica más destacable de esta sección es, quizás, la presencia de *Phaeozems* o *Feozems* asociados a Litosoles. Se trata de suelos desarrollados sobre materiales coluviales, derrubios y piedemonte, con un alto contenido en gravas y arcillas y caracterizados por presentar un horizonte superficial de tipo móllico o mólico de color oscuro y rico en bases químicas, minerales y materia orgánica (I.U.S.S-F.A.O, 2014).

Fluvisoles calcáreos

Los Fluvisoles constituyen un tipo de suelo característico de la vega de la Provincia de Málaga, registrándose recurrentemente en las zonas de desembocadura de la red hidrográfica vertiente a la ensenada de Marbella dada su tendencia a formarse sobre depósitos fluviales, lacustres o marinos recientes. Los Fluvisoles presentes en la Provincia de Málaga pueden ser de tipo calcáreo o eútrico. En este caso, los Fluvisoles registrados son de tipo calcáreo, definidos como tal por la presencia de material calcáreo entre los 20 y los 100 centímetros de profundidad, composición que deriva de la naturaleza caliza que caracteriza la litología de la mayoría de los sistemas montañosos situados al abrigo del municipio de Marbella y de la ausencia de procesos de saturación de bases en dicho intervalo del perfil (I.U.S.S-F.A.O, 2014). Su textura varía de arenosa-franca a franco-arcillo-arenosa y se caracterizan además por la escasa presencia de gravas tanto en superficie como en profundidad.

1.1.3.2 Análisis pormenorizado de la red hidrográfica principal

Cuenca hidrográfica del río Real



Figura 36. Localización de la cuenca hidrográfica del río Real.

Fuente: Elaboración propia a partir del 1) Mapa de Información General de Aguas Superficiales de Andalucía, 2) Sistema de cuencas referenciadas en las Bases de Referencia Hidrológica de Andalucía y 3) Mapa de Municipios de Andalucía, accesibles a través de la REDIAM.

Caracterización fisiográfica y ambiental

El río Real se ubica al este de la ciudad de Marbella y constituye el de mayor entidad de la red hidrográfica vertiente a la sección centro-oriental de la ensenada. Presenta un trazado poco sinuoso en sentido NW-SE que vierte finalmente al mar en forma de rambla, un elemento geomorfológico recurrente en las desembocaduras fluviales de la Costa del Sol.

La formación de este tipo de desembocaduras se encuentra asociada a la marcada estacionalidad y elevada intensidad del régimen de precipitaciones del área de estudio y al emplazamiento de depósitos aluviales en forma de planicies en una estrecha franja entre los sistemas montañosos y el mar.

El río Real nace estrictamente en la Sierra Parda o de Ojén, aunque su cuenca de vertiente, con una superficie de 2.651 Ha ([C.M.A.O.T, 2016](#)), se adentra parcialmente en los límites de Sierra Blanca al oeste. Su cauce principal, con una extensión de 8,1 Km. constituye el único de los vertientes a la ensenada de Marbella que no ha sido objeto de regulación mediante actuaciones hidráulicas, a pesar incluso de suponer un río tradicionalmente caudaloso con regímenes torrenciales de gran estacionalidad ([C.M.A.O.T, 2015b](#)). En su lugar, se ha aplicado un modelo de aprovechamiento hídrico basado en la explotación de los abundantes reservorios subterráneos de los que dispone en forma de manantiales, constituyendo ésta una de las fuentes principales de suministro que satisface la demanda del municipio de Ojén. Se han registrado un total de cinco puntos de captación, todos ellos situados al noroeste de la cuenca y circundantes a dicho municipio sobre una zona de alta permeabilidad compuesta por mármoles, dolomías, calizas y calcoesquistos, confinada por zonas metadetríticas de baja y muy baja permeabilidad ([I.G.M.E, 2012](#)).

Desde el punto de vista ecosistémico, la cuenca hidrográfica del río Real presenta una gran riqueza de hábitats, lo cual ha derivado en la implantación de figuras de protección de gran relevancia internacional. En este sentido, la práctica totalidad de su cauce fue declarado como Zona Especial de Conservación (ZEC; ES6170015) mediante el [Real Decreto 4/2015, de 13 de enero](#), y gran parte de su cuenca está contemplada como Reserva de la Biosfera Intercontinental del Mediterráneo y parte integrante del Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) de Sierra Blanca (Fig. 37).

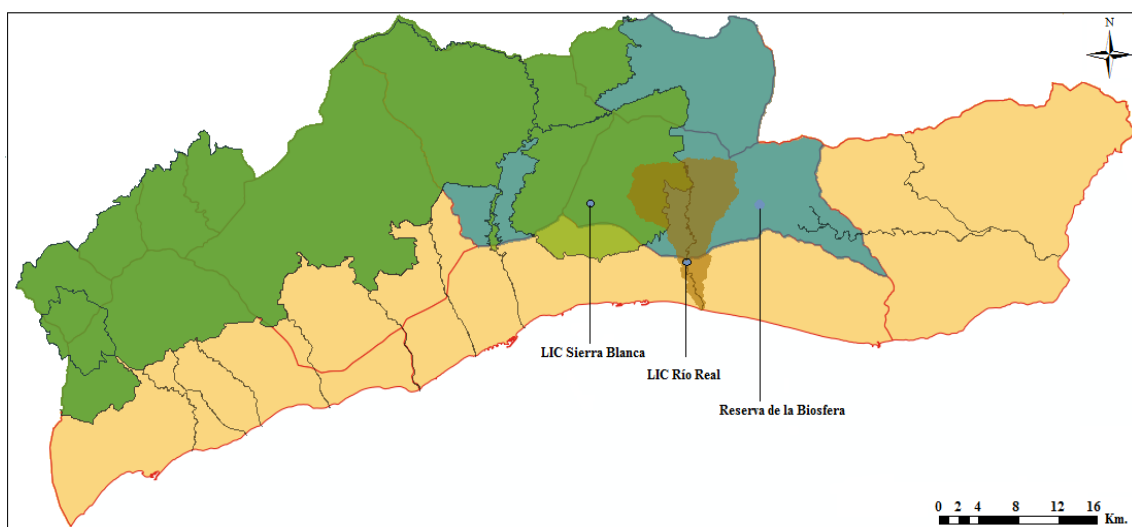


Figura 37. Figuras de protección ecosistémica vinculantes en la cuenca hidrográfica del río Real.
Fuente: Elaboración propia a partir de la Delimitación de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA) a escala de detalle (2013), accesible a través de la REDIAM.

Entre las principales problemáticas ambientales detectadas en la cuenca, destaca la elevada presión extractiva que se aplica sobre sus acuíferos, pues buena parte de las aguas subterráneas que contienen son empleadas a su vez para el regadío de los campos de golf. El soterramiento del tramo bajo de su cauce para la construcción de tales infraestructuras ha eliminado la mayoría de los márgenes de ribera y ha hecho peligrar, en consecuencia, el hábitat de ciertas especies animales de gran valor ecosistémico como la nutria, causa principal por la cual fue declarado como LIC.

Naturaleza edáfica de la cuenca hidrográfica del río Real

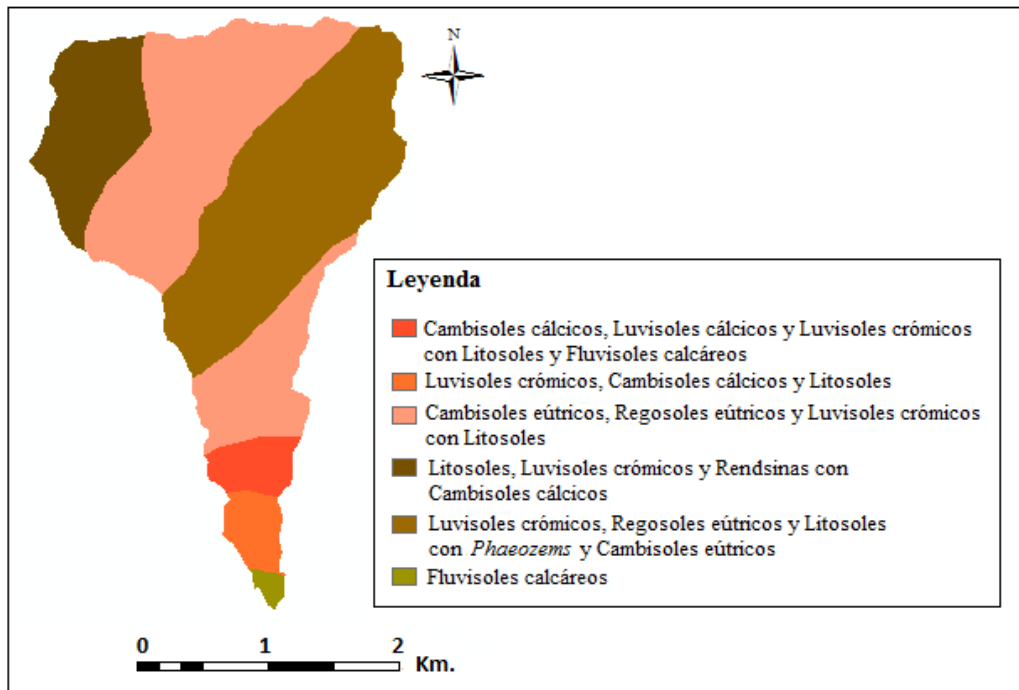


Figura 38. Unidades edáficas presentes en la cuenca hidrográfica del río Real.

Fuente: Elaboración propia a partir del Mapa de Suelos de Andalucía 1:400.000 (C.M.A, 2005).

De acuerdo con la figura 38, las unidades edáficas que diferencian la cuenca hidrográfica del río Real respecto al resto de cuencas vertientes a la ensenada de Marbella son las siguientes:

Cambisoles cálcicos, Luvisoles cálcicos y Luvisoles crómicos con Litosoles y Fluvisoles calcáreos.

A la vista de la figura adjunta se aprecia la presencia de Cambisoles cálcicos, en este caso, junto a Luvisoles de naturaleza cálcica. Éstos presentan un horizonte cálcico o petrocálcico bajo el horizonte árgico, en el que destaca la presencia de un alto contenido de arcillas de tipo ilíticas (C.M.A, 1999), es decir, con un alto contenido en Illita, mineral perteneciente a la familia de las micas.

La ubicación de este tipo de Luvisoles concuerda además con la presencia de varios niveles de glaciés del período Cuaternario situados sobre materiales depositados durante la época del Plioceno y que han constituido el piedemonte de Marbella (Ferre y Ruiz-Sinoga, 1986), lo cual evidencia la sinergia existente entre la naturaleza edáfica y la geomorfología de la corteza continental del área de estudio. Junto a los Luvisoles se ha identificado además la presencia de Litosoles y Fluvisoles calcáreos, ambos asociados a depósitos aluviales de textura arcillosa y gravosa.

Cambisoles eútricos, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles.

Los Cambisoles eútricos son suelos pardos desarrollados habitualmente sobre rocas abundantes en sílice, fenómeno que contribuye a aumentar el nivel de acidez del suelo. Sin embargo, en el caso del río Real este tipo de suelo se ubica sobre los afloramientos de peridotitas de la Sierra Alpujata (I.G.M.E, 2012), una roca ultramáfica (ultrabásica) cuyo contenido en sílice es muy bajo, lo cual lo convierte en una interesante particularidad. Se trata además de suelos muy ricos en nutrientes, propiedad que repercute en el especial interés que suscitan para el desarrollo de la agricultura, y muy cambiantes, con texturas que varían de franca a arcillosa a lo largo del perfil. Frecuentemente asociados a los Cambisoles se encuentran los Regosoles, desarrollados sobre materiales no consolidados, alterados y de textura fina. En la provincia de Málaga se distinguen tres tipos: dístricos, eútricos y calcáricos. En este caso, se ha identificado la presencia de Regosoles de tipo eútrico, muy ricos en nutrientes o bases químicas tales como el calcio, magnesio, potasio o sodio. Morfológicamente son muy similares a los Regosoles calcáricos, por lo que su textura varía de franco-arenosa a franco-arcillosa (C.M.A, 1999).

Litosoles, Luvisoles crómicos y Rendsinas con Cambisoles cálcicos.

Este tipo de suelos se caracteriza por la presencia mayoritaria de Litosoles, en el caso del río Real correspondientes a las formaciones calizas de la vertiente oriental de Sierra Blanca. La peculiaridad más destacable de esta unidad edáfica es la presencia de Rendsinas o Rendzinas asociadas a Cambisoles cálcicos, tratándose de suelos con horizonte superficial mólico (ricos en materia orgánica) y abundante presencia de rocas carbonatadas, lo cual le confiere un elevado grado de pedregosidad (F.A.O-U.N.E.S.C.O, 1976).

A la vista de los datos expuestos, las unidades edáficas que configuran el suelo de la cuenca del río Real, y del resto de la red hidrográfica bajo estudio, a excepción de los Fluvisoles calcáreos, se componen de varias tipologías de suelo, cada una de ellas con un rango textural de cierta similitud aunque no plenamente concordante dada su clasificación en estratos. Considerando este fenómeno, se procede a continuación a asignar un rango textural predominante a cada unidad edáfica (Tabla 2) respetando la tendencia granulométrica de los diferentes tipos de suelo que la conforman en base a la información textural reflejada en C.M.A (1999), dato que será necesario disponer a fin de realizar los oportunos cálculos sobre la tasa potencial de producción de sedimentos terrígenos mediante una herramienta de modelización numérica.

Unidad Edáfica	Textura predominante
Fluvisoles calcáreos	Arenosa-franca
Luvisoles crómicos con Cambisoles cálcicos y Litosoles	Franco-limosa
Cambisoles cálcicos, Luvisoles cálcicos y Luvisoles crómicos con Litosoles y Fluvisoles calcáreos	Franco-limosa
Cambisoles eútricos, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles	Franco-arcillosa
Luvisoles crómicos, Regosoles eútricos y Litosoles con <i>Phaeozems</i> y Cambisoles eútricos	Limo-arcillosa
Litosoles, Luvisoles crómicos y Rendsinas con Cambisoles cálcicos	Franco-limosa con pedregosidad

Tabla 2. Rango textural predominante de las unidades edáficas identificadas en la cuenca hidrográfica del río Real. Fuente: Elaboración propia a partir de C.M.A (1999).

Tipos de usos del suelo desarrollados en la cuenca hidrográfica del río Real

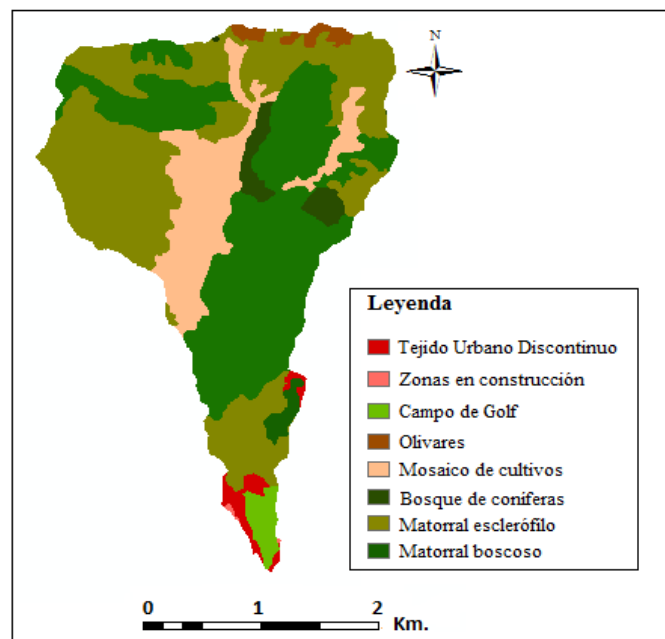


Figura 39. Usos del suelo registrados en la cuenca hidrográfica del río Real en el año 2006.

Fuente: Elaboración propia a partir del Mapa de Usos del Suelo elaborado por el Proyecto CORINE Land Cover a escala 1:100.000 y Nivel 3 de clasificación (M.M.A.R.M, 2010).

Según revela la figura 39, la superficie de la cuenca hidrográfica del río Real revela una apariencia, por lo general, poco artificializada en la que la mayor parte de la cuenca media y alta se encuentra poblada por vegetación mayoritariamente arbustiva con pequeñas intercalaciones de zonas boscosas muy localizadas. En la planicie sobre la que se asienta el municipio de Ojén, constituyendo una zona de valle que separa S. Blanca y S. Alpujata a oeste y este respectivamente, se observa la presencia de una gran superficie dedicada al cultivo cuyo emplazamiento, a fin de dar respuesta a la demanda agrícola del municipio, se explica a partir de la naturaleza edáfica del suelo, de tipo Cambisol, Regosol eútrico y Luvisol crómico caracterizados por disponer de una elevada concentración de nutrientes.

Los usos de tipo artificial en forma de urbanizaciones y campos de golf, aun resultando proporcionalmente escasos en términos de superficie respecto al resto de usos registrados en la cuenca, se concentran en la desembocadura del río Real, distorsionando previsiblemente la dinámica de aporte de sedimentos terrígenos al sistema litoral. El emplazamiento de un campo de golf de entidad a ambos márgenes del tramo final de la red hidrográfica, denominado *Río Real Golf & Hotel*, ha creado una trama sobre el suelo que, aun encontrándose vegetada, ha generado una barrera artificial que podría actuar como mecanismo de sellado sedimentario del suelo, lo cual podría estar infiriendo la reducción de la tasa de aporte de sedimentos al mar.

Cuenca hidrográfica del río Verde

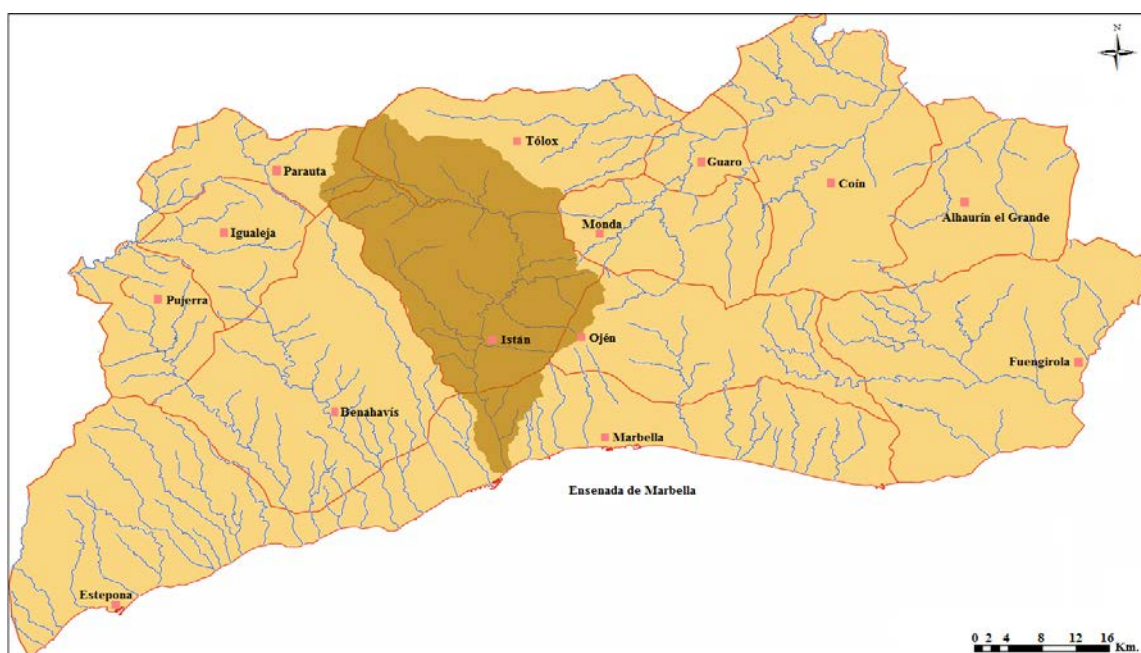


Figura 40. Localización de la cuenca hidrográfica del río Verde.

Fuente: Elaboración propia a partir del 1) Mapa de Información General de Aguas Superficiales de Andalucía, 2) Sistema de cuencas referenciadas en las Bases de Referencia Hidrológica de Andalucía y 3) Mapa de Municipios de Andalucía, accesibles a través de la REDIAM.

Caracterización fisiográfica y ambiental

El Río Verde, considerado el de mayor relevancia en términos hidrográficos y de superficie de los que desembocan en la ensenada de Marbella, nace en la cara sur del Cerro de la Alcazaba, situado en el Parque Natural Sierra de las Nieves (C.M.A.O.T, 2015b). Su cuenca de vertiente presenta una superficie de 15.506 Ha, abarcando de norte a sur los municipios de Parauta, Tólox, Istán, Ojén y Marbella (Fig. 40). Su cauce principal se extiende a lo largo de 32,7 Km. y se encuentra segmentado, de acuerdo a lo establecido en el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas, en cuatro tramos: 1) Cabecera, 2) Tramo medio-alto, 3) Embalse de la Concepción y 4) Tramo bajo (Fig. 41).

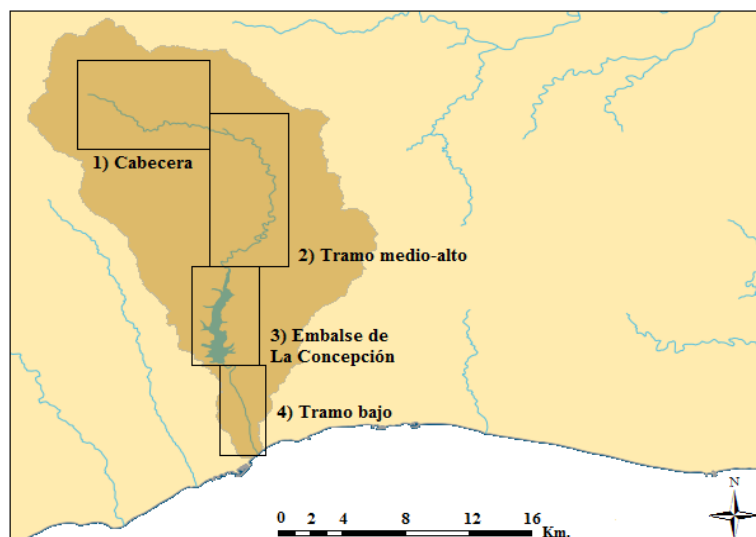


Figura 41. Estructura de la red hidrográfica del río Verde.
Fuente: Elaboración propia a partir de C.M.A.O.T (2016).

Dada la magnitud de su red hidrográfica, su extrema importancia en el panorama hidrológico de Marbella y los diferentes modelos de aprovechamiento hídrico que ha albergado, se procederá a caracterizar cada una de ellas atendiendo al patrón estructural establecido en el citado Plan Hidrológico.

Cabecera de río Verde

El tramo alto del río Verde presenta un trazado sinuoso de 8,1 Km. de longitud y orientación NW-SE. Su cuenca de vertiente, con una superficie de 3.644 Ha, no alberga ningún punto de captación de aguas de tipo superficial o subterráneo, fundamentado en la baja permeabilidad del sustrato debido al afloramiento de peridotitas y serpentinitas (I.G.M.E, 2012).

La totalidad del tramo alto de río Verde es considerado como Reserva Natural Fluvial (C.M.A.O.T, 2016). Se trata de una figura de protección creada en la Ley 11/2005, de 22 de junio, en la que se circunscribieron aquellos ríos que presentaban un alto grado de naturalidad y buen estado ecológico de las masas de agua y de su cuenca de vertiente. Desde el punto de vista ecosistémico, la cuenca alta presenta una gran riqueza de hábitats sobre las que se aplican otras figuras de protección más específicas. Una de las más relevantes es la de Lugar de Importancia Comunitaria (LIC), aprobada mediante Decreto 4/2015, de 13 de enero, destinada a la protección de especies de interés comunitario, como es el caso de la nutria o el galápago leproso entre otras. Otras figuras aplicadas en este tramo del río Verde son la de Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA), dada la amplia presencia de rapaces, y la de Parque Natural, adentrándose su cauce en el Parque Natural de Sierra Bermeja y Real y el de Sierra de las Nieves (C.M.A.O.T, 2015b).

Tramo medio-alto de río Verde

Esta sección del río Verde presenta un trazado muy sinuoso conferido por la acusada orografía del sustrato. Su curso fluvial, con una longitud de 13,5 Km, dibuja un arco cuya orientación torna de NW-SE a NE-SW, discurriendo sobre afloramientos de micaesquistos, gneises, pizarras y filitas del período Triásico situados entre la cara sur de la S. de las Nieves y la cara norte de S. Blanca.

Su cuenca de vertiente, con una superficie de 6.613 Ha, alberga tres puntos de captación de agua en el tramo bajo que sirven de suministro al municipio de Istán, dos de ellos de tipo superficial en forma de manantiales y uno de aguas subterráneas que se explota mediante sondeos (C.M.A.O.T, 2016). La presencia de manantiales superficiales se sustenta en la baja permeabilidad del sustrato, en donde la presencia de peridotitas se alterna con los afloramientos Triásicos anteriormente referidos (I.G.M.E, 2012).

La presencia de ecosistemas de alto valor ecológico es nuevamente extrapolable a esta sección de la cuenca, siendo objeto de aplicación de las mismas figuras de protección que en la cabecera del río Verde.

Embalse de La Concepción

El trazado de este tramo del río Verde, con una longitud de 5,3 Km., discurre hacia la costa con orientación NE-SW, tornando hacia N-S en el valle formado entre la cara oeste de S. Blanca y la divisoria de aguas que separa las cuencas hidrográficas de los ríos Verde y Guadaiza. En esta zona de valle se emplazó el embalse de La Concepción en el año 1971, construido por la junta de Andalucía a fin de satisfacer la creciente demanda de consumo ligada a la implantación de la industria del turismo en la Costa del Sol Occidental. Se trata de un embalse de gravedad de 214 Ha. de superficie y una capacidad de almacenamiento de 57 hm³, ampliables a 63 hm³ durante episodios de precipitaciones especialmente intensos (Martín *et al.*, 2014), lo cual lo convierte, según el Inventario de Presas y Embalses de Andalucía, en el quinto de mayor importancia de los siete embalses que en la actualidad continúan activos en la Provincia de Málaga.

La cuenca de vertiente de este tramo, con una superficie de 4.037 Ha, presenta dos puntos de captación de agua para consumo, uno de tipo superficial correspondiente al embalse y otro subterráneo a través del cual se satisface parcialmente el consumo del municipio de Istán mediante sondeos, ubicado este último aguas abajo del embalse, en la base de la cara oeste de Sierra Blanca (C.M.A.O.T, 2016). Coincide la ubicación de dicho reservorio subterráneo con la existencia de una pequeña zona de alta permeabilidad formada por materiales post-orogénicos cuaternarios, constituidos por arenas, arcillas y cantos aluviales confinados entre afloramientos de peridotitas de baja y muy baja permeabilidad (I.G.M.E, 2012).

El grado de calidad ecológica de este tramo del río Verde es significativamente inferior en comparación con el registrado aguas arriba, detectándose una considerable degradación del medio biótico asociada a la inestabilidad de su cauce. En este caso, no es aplicable la figura de Reserva Natural Fluvial dada la elevada artificialización de este tramo de la cuenca y debido además a la presencia de una Estación Depuradora de Aguas Residuales (E.D.A.R), situada al suroeste del municipio de Istán, la cual procesa los residuos de este municipio y los vierte posteriormente al cauce de río Verde. La riqueza de hábitats es igualmente inferior, aplicándose la figura de LIC de Sierra Bermeja y Real y de río Verde debido a la presencia de ictiofauna de gran interés de protección.

Tramo bajo de río Verde

El tramo final del río Verde, con una longitud de 5,8 Km, discurre con una ligera orientación NW-SE hasta desembocar en la playa de río Verde o Las Cuchis, al oeste de la ciudad de Marbella.

La cuenca de vertiente de este tramo presenta una superficie de 1.212 Ha, en donde destaca la presencia de siete puntos de captación de aguas subterráneas en través de sondeos ([C.M.A.O.T, 2016](#)), la totalidad de ellos ubicados sobre una zona de alta permeabilidad que se sustenta en la alternancia de arcillas, arenas y cantos aluviales del período Cuaternario junto con arenas y margas de la época del Mioceno-Plioceno ([I.G.M.E, 2012](#)).

Este tramo del río Verde presenta un alto grado de artificialización marcado por la construcción masiva de urbanizaciones y vías de comunicaciones que, junto con la construcción del embalse de La Concepción aguas arriba, han generado la distorsión de la dinámica natural de la masa de agua continental, dando lugar en consecuencia a una profusa insuficiencia de caudales fluyentes. Las figuras de protección ecosistémica aplicables son la de LIC de río Verde y el de Sierra Blanca (Fig. 42), destinado este último a la protección de la nutria.

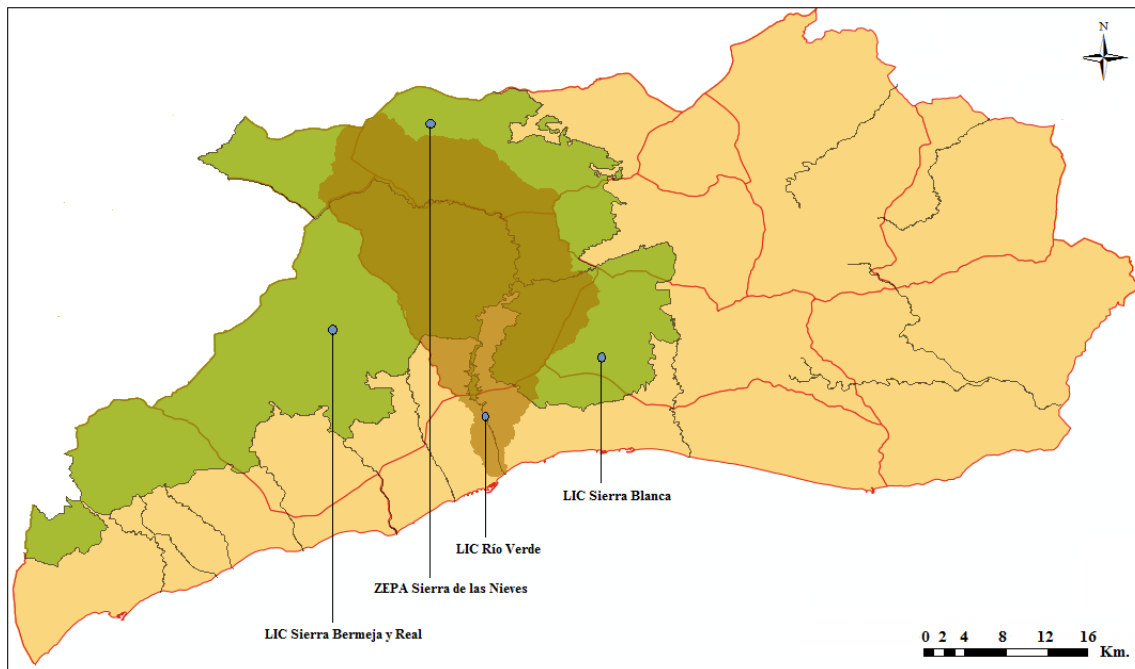


Figura 42. Figuras de protección ecosistémica vinculantes en la cuenca hidrográfica del río Verde.
Fuente: Elaboración propia a partir de la Delimitación de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA) a escala de detalle (2013), accesible a través de la REDIAM.

Naturaleza edáfica de la cuenca hidrográfica del río Verde

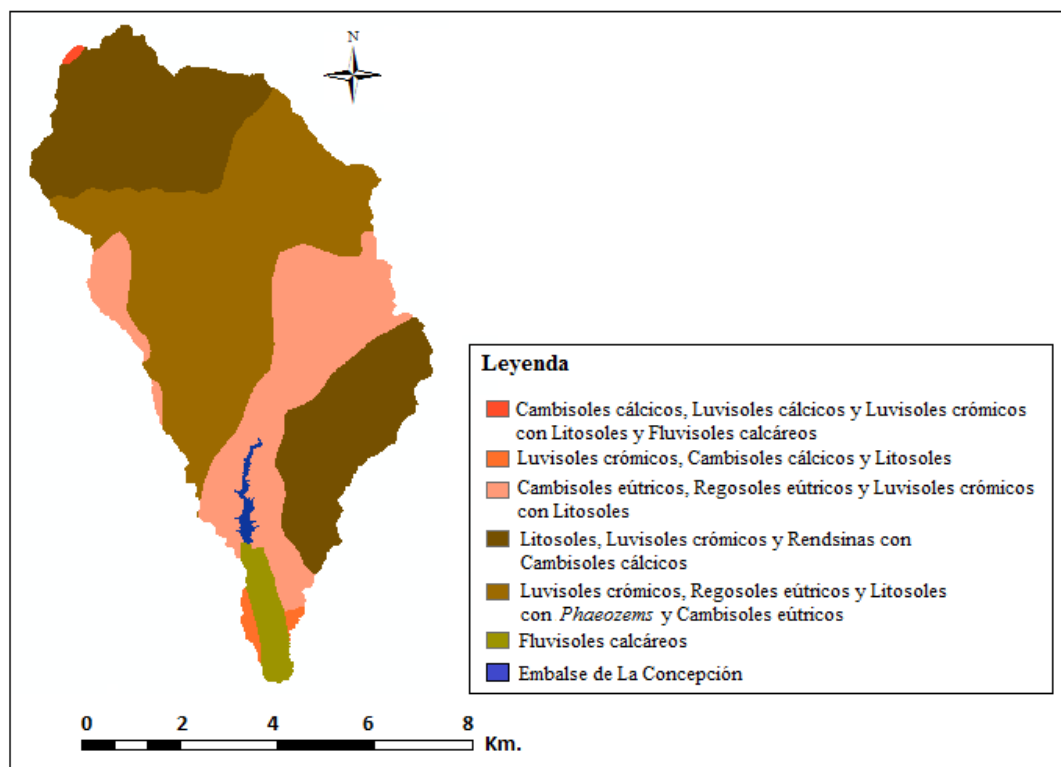


Figura 43. Unidades edáficas presentes en la cuenca hidrográfica del río Verde.
Fuente: Elaboración propia a partir del Mapa de Suelos de Andalucía 1:400.000 (C.M.A, 2005).

Tal y como se apuntaba al comienzo del apartado, la homogeneidad edáfica de las cuencas hidrográficas vertientes a la ensenada de Marbella queda nuevamente patente a la vista del tipo de suelo que configura la cuenca del río Verde (Fig. 43), muy similar a la del río Real (Fig. 38), diferenciándose de ésta, además de en la mayor entidad de su red fluvial y superficie de su cuenca de vertiente, en la presencia de un embalse que sirve de regulación artificial del curso fluvial.

El principal objetivo del embalse de La Concepción, como cualquier reservorio, es la retención de agua útil para satisfacer el consumo humano, por consiguiente su rendimiento hídrico recaerá en evitar o minimizar con precisión la pérdida de agua, bien a través de los cimientos del embalse, o bien mediante procesos de infiltración a través del suelo. Este tipo de cuestiones se abordan con suma precisión durante la fase de construcción de los embalses. La primera etapa consiste en homogeneizar el sustrato y recubrirlo con una capa de materiales finos arcillosos, excluyendo el uso de arena y gravas para evitar que se produzca la rotura de una geomembrana que se coloca en una etapa posterior a fin de impermeabilizar completamente el lecho del embalse.

Los sistemas de clasificación de suelos, como el establecido por la *U.S.D.A* entre otros, no contempla un suelo de tipo artificial, un embalse en este caso, como una categoría de clasificación. No obstante, este tipo de infraestructuras requieren ser diferenciadas de la tipología de suelo circundante, pues las propiedades granulométricas del suelo han cambiado respecto a las originales. El Mapa de Suelos de Andalucía así lo contempla, mostrando el embalse de La Concepción como una unidad diferenciada del resto de categorías que configuran la naturaleza edáfica de la cuenca, criterio que, sin embargo, no extrapola a la presencia suelos urbanizados, zonas en construcción y campos de golf. Con todo ello, se procederá a asumir que un embalse se comporta, en términos teóricos, como si de una unidad edáfica independiente se tratase, requiriendo por tanto la asignación (más adelante) de los oportunos parámetros que definen su rol en el proceso de la pérdida de suelo a escala de cuenca hidrográfica.

A la vista de la figura 43 es posible observar como la ubicación del embalse no ha sido una cuestión de azar sino que ha proseguido un patrón litológico, emplazándose sobre suelos tipo Cambisol y Regosol eútrico junto a Luvisoles y Litosoles de textura mayoritariamente franco-arcillosa, y orográfico, dado que la pendiente media de la superficie del embalse es menor al 0,01%.

Del mismo modo que se llevó a cabo en la cuenca hidrográfica del río Real, se presenta a continuación el rango textural predominante que define las unidades edáficas que configuran la cuenca del río Verde (Tabla 3), información que será requerida durante la fase de modelización numérica que se llevará a cabo en una etapa posterior.

Unidad Edáfica	Textura predominante
Fluvisoles calcáreos	Arenosa-franca
Luvisoles crómicos con Cambisoles cálcicos y Litosoles	Franco-limosa
Cambisoles cálcicos, Luvisoles cálcicos y Luvisoles crómicos con Litosoles y Fluvisoles calcáreos	Franco-limosa
Cambisoles eútricos, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles	Franco-arcillosa
Luvisoles crómicos, Regosoles eútricos y Litosoles con <i>Phaeozems</i> y Cambisoles eútricos	Limo-arcillosa
Litosoles, Luvisoles crómicos y Rendsinas con Cambisoles cálcicos	Franco-limosa con pedregosidad
Embalse de La Concepción	Artificial

Tabla 3. Rango textural predominante de las unidades edáficas identificadas en la cuenca hidrográfica del río Verde. Fuente: Elaboración propia a partir de C.M.A (1999).

Tipos de usos del suelo desarrollados en la cuenca hidrográfica del río Verde

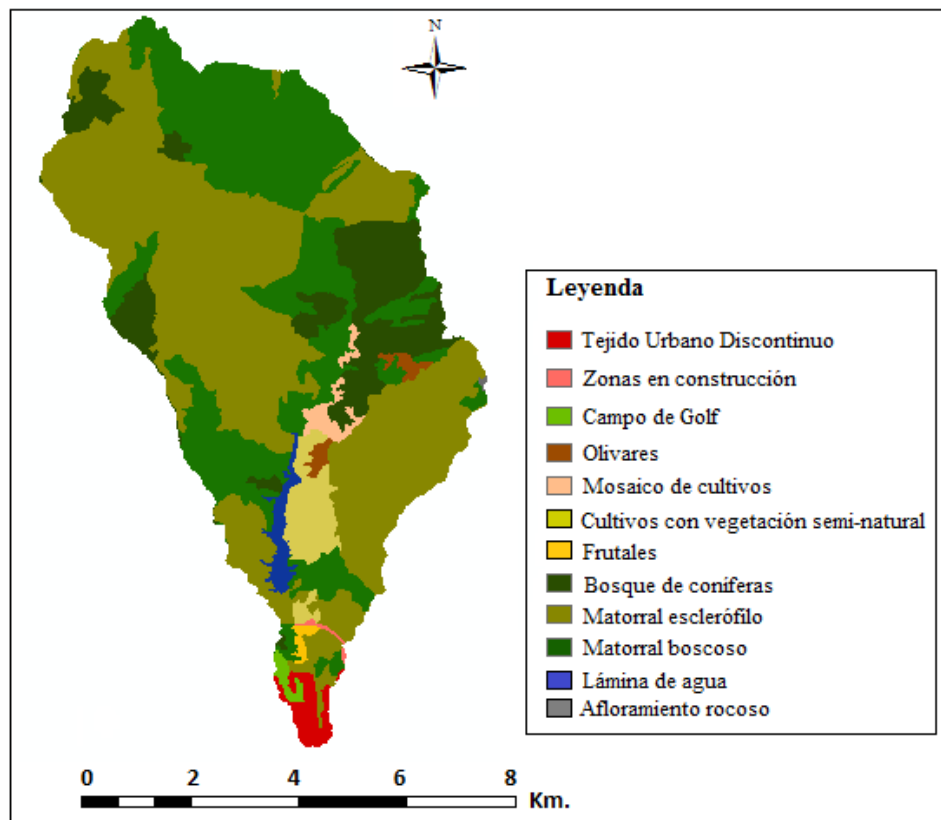


Figura 44. Usos del suelo registrados en la cuenca hidrográfica del río Verde en el año 2006. Fuente: Elaboración propia a partir del Mapa de Usos del Suelo del año 2006 elaborado por el Proyecto CORINE Land Cover a escala 1:100.000 y Nivel 3 de clasificación (M.M.A.R.M, 2010).

La figura 44 muestra la tipología de usos del suelo desarrollados en la cuenca hidrográfica del río Verde en el año 2006. En ella se puede observar el elevado grado de naturalidad que presenta la cuenca media-alta, dada la masiva presencia de arboleda en forma de bosques de coníferas y matorral, si bien las formaciones de arbustos predominan notablemente sobre las de arboleda, registrándose su mayor superficie en la vertiente oriental de la cuenca.

La margen oriental del embalse se halla configurada por superficies agrícolas que, al igual que se apreciaba en la cuenca del río Real, se hallan emplazadas sobre suelos de tipo Cambisol y Regosol eútrico con una alta concentración de nutrientes, las cuales podrían constituir una fuente puntual de sedimentación al embalse dado el frecuente uso de regadío y la presencia de laderas con cierto grado de pendiente.

Finalmente, la desembocadura del río Verde se encuentra completamente artificializada en forma de urbanizaciones y campos de golf que, junto con el embalse situado aguas arriba, han contribuido a la anulación de los mecanismos de transporte sedimentario desde las zonas altas de la cuenca hasta el sistema litoral.

Cuenca hidrográfica del río Guadaiza

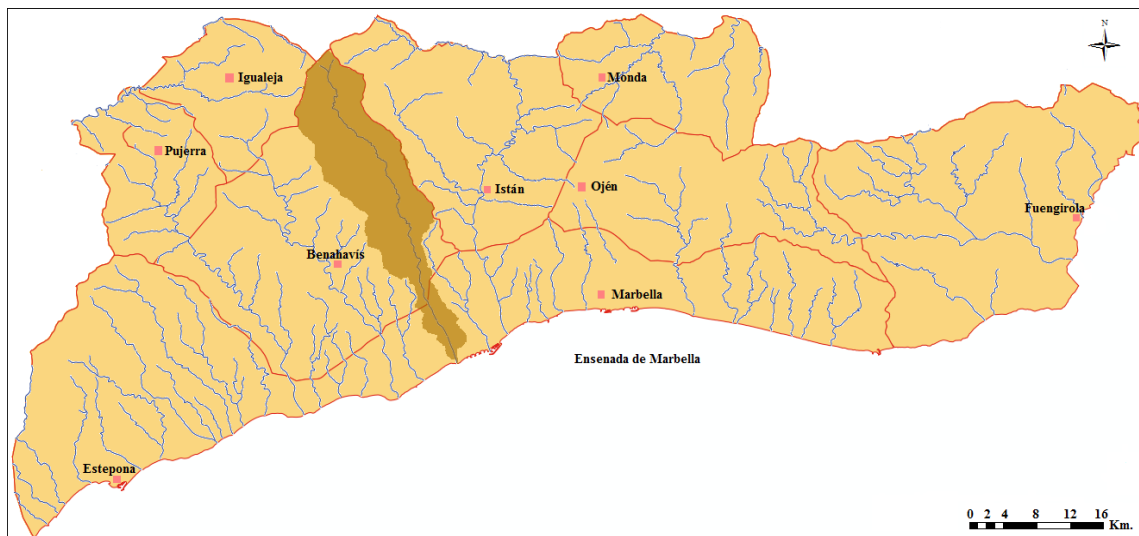


Figura 45. Localización de la cuenca hidrográfica del río Guadaiza.

Fuente: Elaboración propia a partir del 1) Mapa de Información General de Aguas Superficiales de Andalucía, 2) Sistema de cuencas referenciadas en las Bases de Referencia Hidrológica de Andalucía y 3) Mapa de Municipios de Andalucía, accesibles a través de la REDIAM.

Caracterización fisiográfica y ambiental

El río Guadaiza nace en la Sierra Trinceruelas, situada en la confluencia entre la S. Palmitera y la S. de las Apretaderas (C.M.A.O.T, 2015b), esta última ubicada entre los municipios de Istán y Benahavís.

Su cauce principal, con una longitud de 18,5 Km, describe un recorrido prácticamente rectilíneo en sentido NW-SE durante su travesía por los municipios de Igualaja, Benahavís y Marbella, hasta desembocar finalmente en la barriada de San Pedro de Alcántara, al oeste de Puerto Banús (Fig. 45). Su cuenca de vertiente, con una superficie de 4.868 Ha. (C.M.A.O.T, 2016), se encuentra encajada entre las cuencas de los ríos Verde y Guadalmina al este y oeste respectivamente, adquiriendo una configuración alargada y estrecha muy característica fundamentada en la cercanía de la red hidrográfica entre sí y en la compleja configuración geológica que adquirió la corteza continental tras el proceso orogénico alpino que dio origen a los Sistemas Béticos, destacando la presencia de fallas en ambos márgenes del río y una zona de cabalgamiento en su margen izquierda (I.G.M.E, 2012).

El cauce del río Guadaiza se encuentra segmentado en dos tramos según lo establecido en el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas: 1) Alto Guadaiza y 2) Medio-Bajo Guadaiza (Fig. 46).

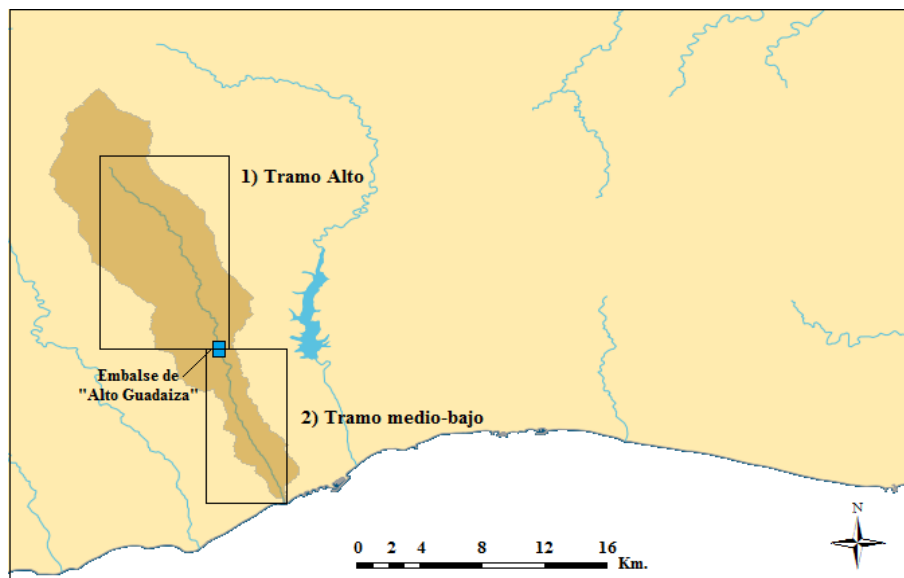


Figura 46. Estructura de la red hidrográfica del río Guadaiza.
Fuente: Elaboración propia a partir de C.M.A.O.T. (2016).

Alto Guadaiza

El tramo alto del río Guadaiza presenta un trazado rectilíneo de 10,9 Km. de longitud. Su cuenca de vertiente, con una superficie de 3.878 Ha, alberga un único punto de captación de aguas superficiales a través de un pequeño embalse de 0.24 hm³ de capacidad denominado Alto Guadaiza, localizado próximo a la localidad de El madroñal, en el municipio de Benahavís. Se trata de un embalse de derivación encargado de recibir y realizar trasvases de agua a través del sistema denominado Guadalmanza-Guadalmina-Guadaiza a Embalse de La Concepción, el cual se halla representado en la figura 55.

La inexistencia de puntos de captación de aguas subterráneas se fundamenta en la naturaleza litológica del sustrato, en el que predomina la presencia de afloramientos de peridotitas junto a pizarras, esquistos y gneises de muy baja permeabilidad (I.G.M.E, 2012).

Desde el punto de vista ecosistémico, el tramo alto del río Guadaiza presenta una gran riqueza de hábitats y especies, las cuales se hallan protegidas mediante las figuras de Reserva Natural Fluvial y de LIC fluvial y de Sierra Bermeja y Real (C.M.A.O.T, 2015b), tal como muestra la figura 47.

Tramo medio-bajo del río Guadaiza

El tramo medio-bajo del río Guadaiza presenta un recorrido de 7,6 Km, desembocando en la playa de San Pedro de Alcántara. Su cuenca de vertiente tiene una superficie de 990 Ha, significativamente menor que las cuencas bajas de los ríos colindantes dado su alto grado de confinamiento entre los arroyos Benavolá y del Chopo al este y oeste respectivamente.

Del mismo modo que se apreciaba en el tramo alto, el único punto de captación de agua en superficie corresponde nuevamente al embalse del Alto Guadaiza, ya que se emplaza entre ambos tramos (Fig. 46). Considerando la alta permeabilidad del sustrato y la naturaleza litológica del tramo final de la cuenca, constituido por arenas, arcillas y cantos aluviales del período Cuaternario junto con margas, calcarenitas y conglomerados de la época del Mioceno-Plioceno (I.G.M.E, 2012), resulta destacable la ausencia de puntos de captación de aguas subterráneas mediante sondeos o pozos, fenómeno que sí se observa en las cuencas colindantes. La razón de ello se fundamenta quizás en la grave problemática que registra este tramo de la red hidrográfica en relación a la captación ilegal de aguas subterráneas con el objetivo de abastecer a las viviendas ubicadas de la zona (C.M.A.O.T, 2016). Ello ha derivado en que la sobreexplotación de los acuíferos, junto con la masiva urbanización del lecho fluvial (zonas inundables), sean considerados como las principales problemáticas ambientales del tramo final del río Guadaiza.

Desde el punto de vista ecosistémico, son aplicables las mismas figuras de LIC que en el tramo alto de la cuenca, si bien en este caso ambas han sucumbido a la alta presión de edificación, lo cual ha sumido a este tramo de la red fluvial en un estado visiblemente artificializado con riesgos de inundaciones.

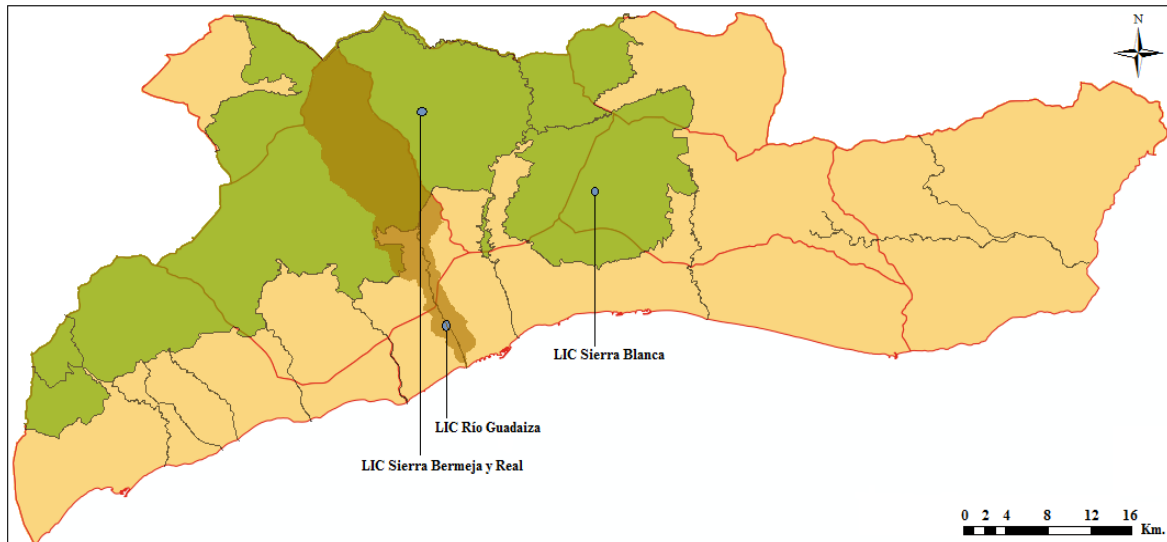


Figura 47. Figuras de protección ecosistémica vinculantes en la cuenca hidrográfica del río Guadiza.
Fuente: Elaboración propia a partir de la Delimitación de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA) a escala de detalle (2013), accesible a través de la REDIAM.

Naturaleza edáfica de la cuenca hidrográfica del río Guadiza

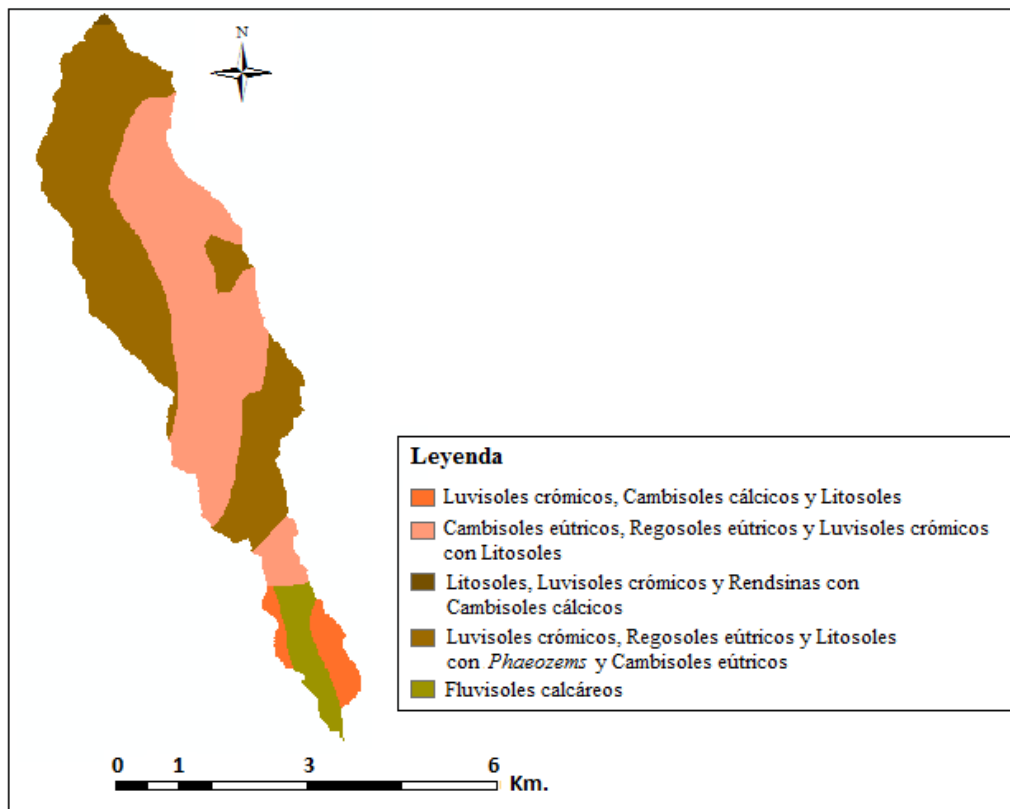


Figura 48. Unidades edáficas presentes en la cuenca hidrográfica del río Guadiza.
Fuente: Elaboración propia a partir del Mapa de Suelos de Andalucía 1:400.000 (C.M.A., 2005).

A la vista de la figura 48 resulta apreciable la homogeneidad edáfica que caracteriza a la red hidrográfica vertiente a la ensenada de Marbella, en la que la práctica totalidad de la cuenca media y alta del río Guadaiza se halla configurada por suelos tipo Cambisol eútrico, Regosol eútrico, Luvisol crómico y Litosol junto con formaciones dispersas de *Phaeozems* de textura mayoritariamente limo-arcillosa. El mismo fenómeno es observado en la cuenca baja, esta vez continuación de la gran masa de Luvisoles crómicos, Cambisoles cálcicos y Litosoles que caracteriza la desembocadura del arroyo Benavolá al este.

Al comparar la naturaleza edáfica de las cuencas fluviales de entidad respecto a la que caracteriza a la red de arroyos, se observa que la diferencia principal entre ambas radica en la presencia de Fluvisoles calcáreos, destacando su ausencia en las desembocaduras de los arroyos Benavolá y del Chopo. Este fenómeno podría encontrar su justificación en una cuestión energética, de forma que el depósito de las partículas arcillosas y arenosas que caracterizan este tipo de suelos requeriría de flujos suficientemente energéticos, fenómeno que no parece producirse en la red de arroyos del área de estudio.

Del mismo modo que se llevó a cabo para las cuencas hidrográficas de los ríos Real y Verde, se presenta a continuación el rango textural predominante que define las unidades edáficas que configuran la cuenca del río Guadaiza (Tabla 4).

Unidad Edáfica	Textura predominante
Fluvisoles calcáreos	Arenosa-franca
Luvisoles crómicos, Cambisoles cálcicos y Litosoles	Franco-limosa
Cambisoles eútricos, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles	Franco-arcillosa
Luvisoles crómicos, Regosoles eútricos y Litosoles con <i>Phaeozems</i> y Cambisoles eútricos	Limo-arcillosa
Litosoles, Luvisoles crómicos y Rendsinas con Cambisoles cálcicos	Franco-limosa con pedregosidad

Tabla 4. Rango textural predominante de las unidades edáficas identificadas en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza. Fuente: Elaboración propia a partir de C.M.A (1999).

Tipos de usos del suelo desarrollados en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza

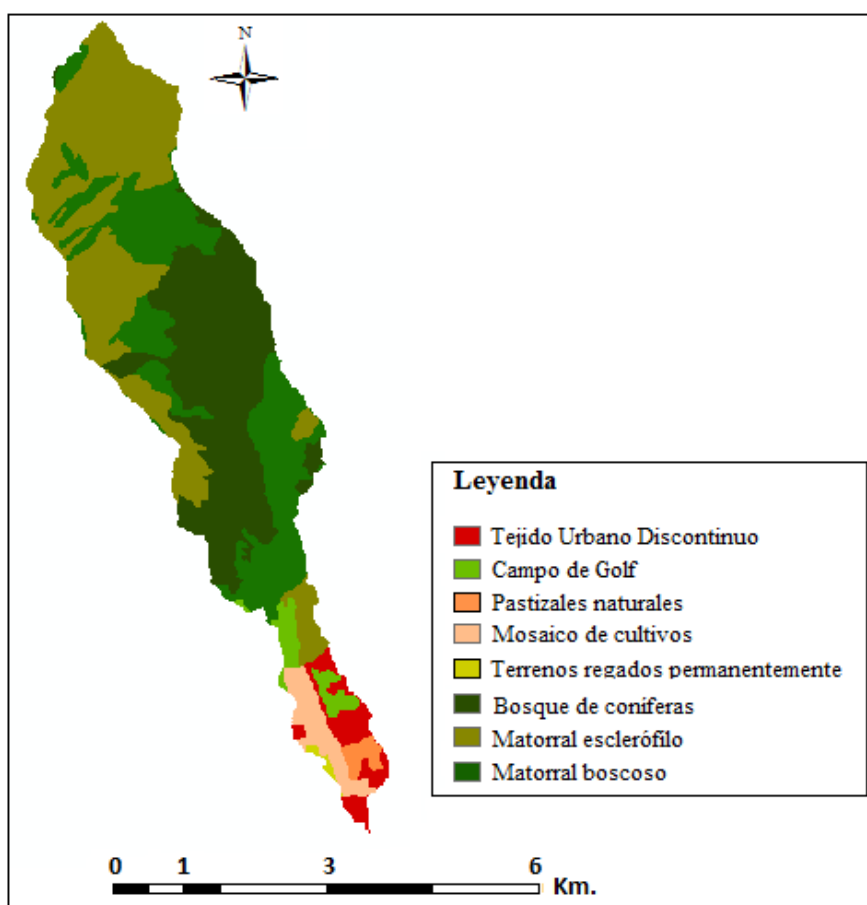


Figura 49. Usos del suelo registrados en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza en el año 2006.
Fuente: Elaboración propia a partir del Mapa de Usos del Suelo del año 2006 elaborado por el Proyecto CORINE Land Cover a escala 1:100.000 y Nivel 3 de clasificación (M.M.A.R.M, 2010).

La figura 49 muestra la tendencia del modelo de usos del suelo llevado a cabo en la Costa del Sol Occidental a mediados del S. XX, basado en la artificialización de las cuencas bajas mediante urbanizaciones y campos de golf. La diferencia entre la cuenca del río Guadaiza y el resto de cuencas adyacentes radica en la alternancia de tales usos artificiales con mosaicos de cultivos, los cuales se ubican sobre suelos de tipo Fluvisoles calcáreos altamente permeables y fácilmente cultivables (Fig. 48). El tramo medio-alto de la cuenca se encuentra en aparente estado de naturalidad, adquiriendo incluso una mayor magnitud que el aspecto que presenta la cuenca hidrográfica del río Verde, debido a la mayor presencia de formaciones boscosas de coníferas ubicadas junto a superficies pobladas por matorral.

Cuenca hidrográfica del río Guadalmina

Figura 50. Localización de la cuenca hidrográfica del río Guadalmina.

Fuente: Elaboración propia a partir del 1) Mapa de Información General de Aguas Superficiales de Andalucía, 2) Sistema de cuencas referenciadas en las Bases de Referencia Hidrológica de Andalucía y 3) Mapa de Municipios de Andalucía, accesibles a través de la REDIAM.

Caracterización fisiográfica y ambiental

El río Guadalmina nace en Sierra Bermeja, en el Término Municipal de Igualeja, aunque su cauce permanente toma su inicio en el Paraje Natural de Las Angosturas, situado en el municipio de Benahavís ([C.M.A.O.T, 2015b](#)). En su nacimiento, el flujo sufre un rápido proceso de infiltración debido a la naturaleza caliza y dolomítica del sustrato de edad Jurásica, aflorando posteriormente en una gran formación de peridotitas sobre la que discurre la mayor parte del tramo alto ([I.G.M.E, 2012](#)).

Su cauce principal, con una longitud de 21,1 Km, describe un recorrido muy sinuoso generalmente orientado en dirección NW-SE, el cual torna a NE-SW en algunos tramos. Su desembocadura se ubica en la playa de Guadalmina, la cual constituye el elemento administrativo que sirve de separación entre los Términos Municipales de Marbella y Estepona. Su cuenca de vertiente, con una superficie de 6.666 Ha. ([C.M.A.O.T, 2016](#)), se encuentra completamente encajada entre las cuencas de los ríos Guadaiza y Guadalmanza al este y oeste respectivamente, adquiriendo una configuración alargada similar a la que caracteriza la cuenca hidrográfica del río Guadaiza aunque, en este caso, de mayor envergadura.

Su red hidrográfica, conforme a los instrumentos de planificación hidrológica vigentes, se encuentra segmentada en dos tramos: 1) Alto Guadalmina y 2) Medio-Bajo Guadalmina (Fig. 51).

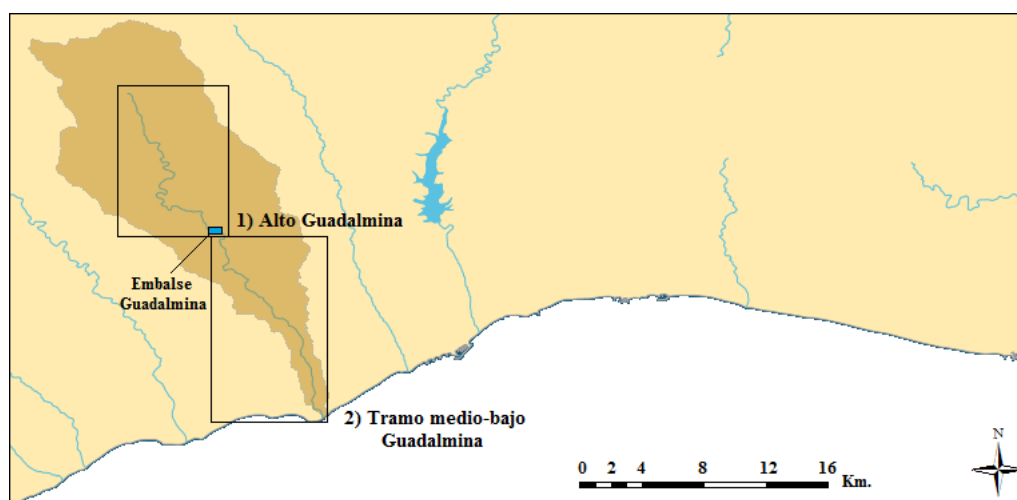


Figura 51. Estructura de la red hidrográfica del río Guadalmina.
Fuente: Elaboración propia a partir de C.M.A.O.T. (2016).

Alto Guadalmina

El tramo alto del río Guadalmina, con una longitud de 10,4 Km, presenta una gran sinuosidad debido a los abundantes surcos montañosos que configuran S. Bermeja. Su cuenca de vertiente, con una superficie de 4.461 Ha, alberga tres puntos de captación de aguas superficiales. Dos de ellos se sitúan en el tramo medio de la red hidrográfica, los cuales corresponden a dos tomas de río que sirven de abastecimiento al municipio de Benahavís. El tercer punto, situado en el límite entre el tramo alto y el medio-bajo, corresponde al embalse de Guadalmina, un pequeño reservorio de 0,17 hm³ de capacidad destinado a la derivación de agua hacia el embalse de La Concepción (Fig. 55). La práctica inexistencia de puntos de captación de aguas subterráneas en este tramo responde a la presencia masiva de peridotitas junto a afloramientos puntuales de pizarras, esquistos, filitas y gneises de muy baja permeabilidad (I.G.M.E, 2012).

Desde el punto de vista ecosistémico, únicamente resulta aplicable la figura de LIC de Sierra Bermeja y Real, no siendo competente en este caso la de Reserva Natural Fluvial (C.M.A.O.T, 2015b).

Tramo medio-bajo del río Guadalmina

El tramo medio-bajo del río Guadalmina presenta un recorrido poco sinuoso que se extiende a lo largo de 10,7 Km. hasta desembocar finalmente en la playa de Guadalmina. Su cuenca de vertiente, con una superficie de 2.205 Ha, presenta cuatro puntos de captación de aguas subterráneas mediante sondeos, todos ellos ubicados con gran proximidad al municipio de Benahavís sobre un sustrato de permeabilidad media formado por calizas tableadas del período Silúrico-Devónico (I.G.M.E, 2012).

Además de ellos, es preciso destacar la presencia de dos embalses: 1) el Llano de la Leche (1903), un reservorio de 0,2 hm³ y 3 Ha. de superficie ubicado en el principal afluente del río Guadalmina y destinado principalmente a riego y 2) La Zagaleta, un embalse de 0,3 hm³ de capacidad, de titularidad privada y destinado parcialmente a riego y al abastecimiento de agua a la urbanización de La Zagaleta (C.M.A.O.T, 2016).

Entre las principales problemáticas ambientales detectadas en el tramo bajo del río Guadalmina destaca la degradación del medio biótico y la alteración de ecosistemas de alto interés de protección, a pesar de que, en este caso, son aplicables las figuras de LIC fluvial y de Sierra Bermeja y Real (Fig. 52). No obstante, la insuficiencia de caudales fluyentes consiste, quizás, en la problemática más extendida de este tramo fluvial. La red desarrollada a fin de trasvasar agua hacia el embalse de La Concepción, junto con las captaciones destinadas al regadío de los campos de golf y al abastecimiento urbano, han generado la desestabilización del flujo y, por consiguiente, que las urbanizaciones ubicadas en el tramo bajo del río experimenten un riesgo severo de inundaciones ante episodios de avenidas.

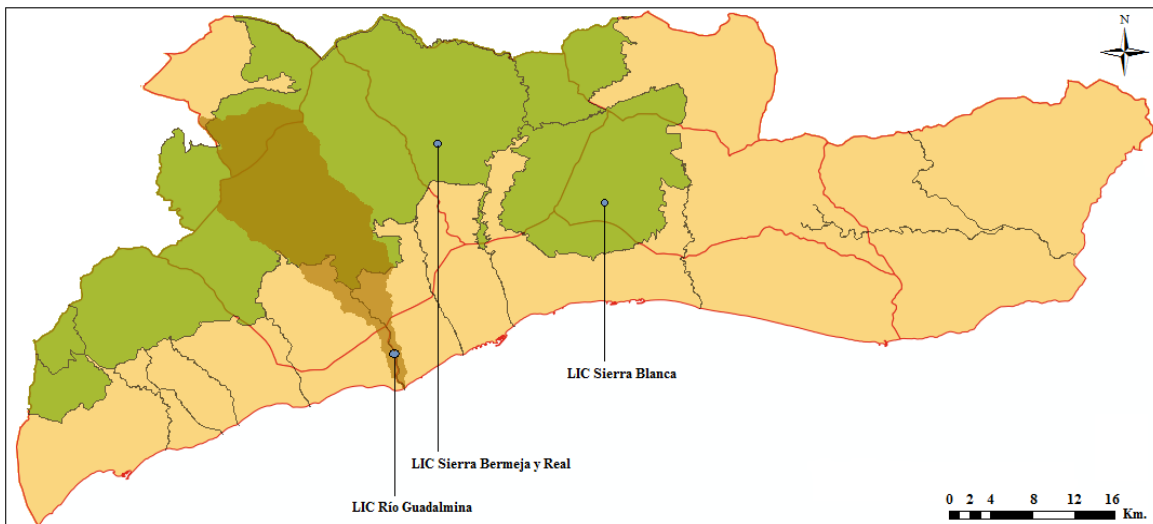


Figura 52. Figuras de protección ecosistémica vinculantes en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina.

Fuente: Elaboración propia a partir de la Delimitación de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA) a escala de detalle (2013), accesible a través de la REDIAM.

Naturaleza edáfica de la cuenca hidrográfica del río Guadalmina

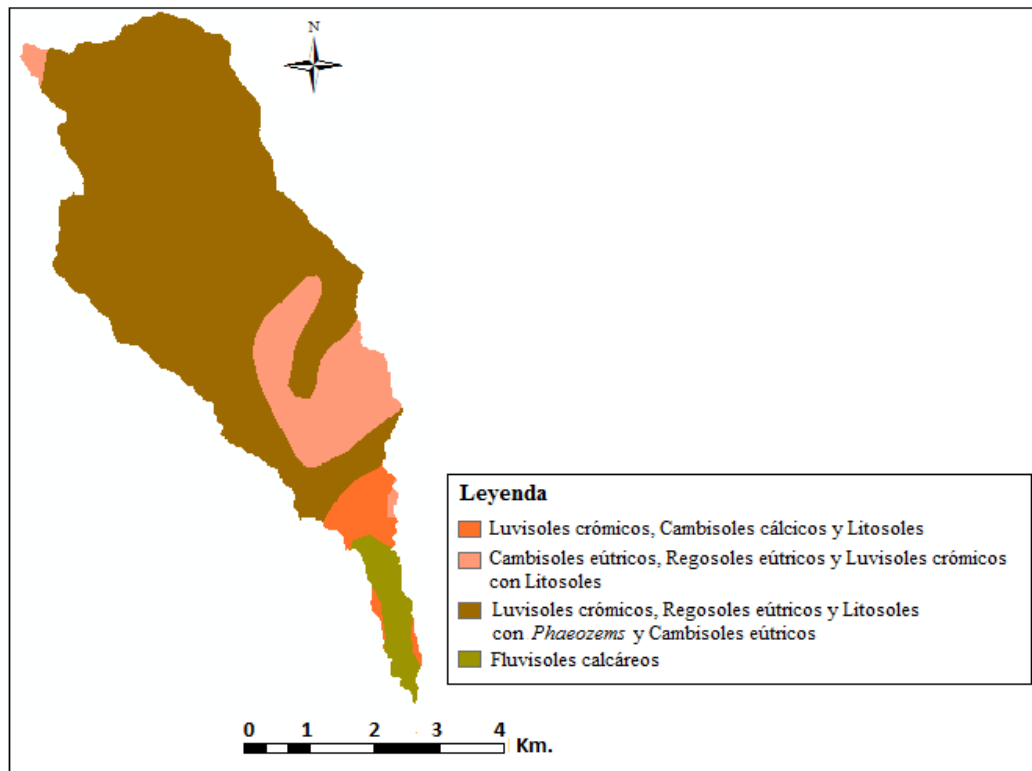


Figura 53. Unidades edáficas presentes en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina.

Fuente: Elaboración propia a partir del Mapa de Suelos de Andalucía 1:400.000 (C.M.A, 2005).

A la vista de la figura 53 destaca la extensa formación de Luvisoles crómicos, Regosoles eútricos, Litosoles, *Phaeozems* y Cambisoles eútricos que se extienden en la mayor parte de la cuenca media y alta. Su mayor extensión, en comparación con la registrada en la vertiente occidental de la cuenca del río Guadaiza (Fig. 48), responde al ensanchamiento que esta unidad edáfica experimenta en su prolongación hacia el oeste y en la mayor anchura de la cuenca alta del río Guadalmina respecto al río Guadaiza.

A la vista de la información textural ofrecida en la tabla 5, es posible extraer que la fracción textural predominante en la cuenca del río Guadalmina es de tipo fina tendente a media, éstas únicamente representadas por los Fluvisoles calcáreos ubicados recurrentemente en la desembocadura de los principales ríos. En este caso, el tamaño de esta formación es significativamente mayor que la que caracteriza la desembocadura del río Guadaiza, lo cual podría informar de un mayor régimen energético de su caudal, fundamentado en la mayor superficie de su cuenca de vertiente y longitud de su cauce principal (6.666 Ha. y 21,1 Km. en el R. Guadalmina Vs 4.868 Ha. y 18,5 Km. en el R. Guadaiza).

Unidad Edáfica	Textura predominante
Fluvisoles calcáreos	Arenosa-franca
Cambisoles eútricos, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles	Franco-arcillosa
Luvisoles crómicos, Regosoles eútricos y Litosoles con <i>Phaeozems</i> y Cambisoles eútricos	Limo-arcillosa
Luvisoles crómicos, Cambisoles cálcicos y Litosoles	Franco-limosa

Tabla 5. Rango textural predominante de las unidades edáficas identificadas en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina. Fuente: Elaboración propia a partir de C.M.A (1999).

Tipos de usos del suelo desarrollados en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina

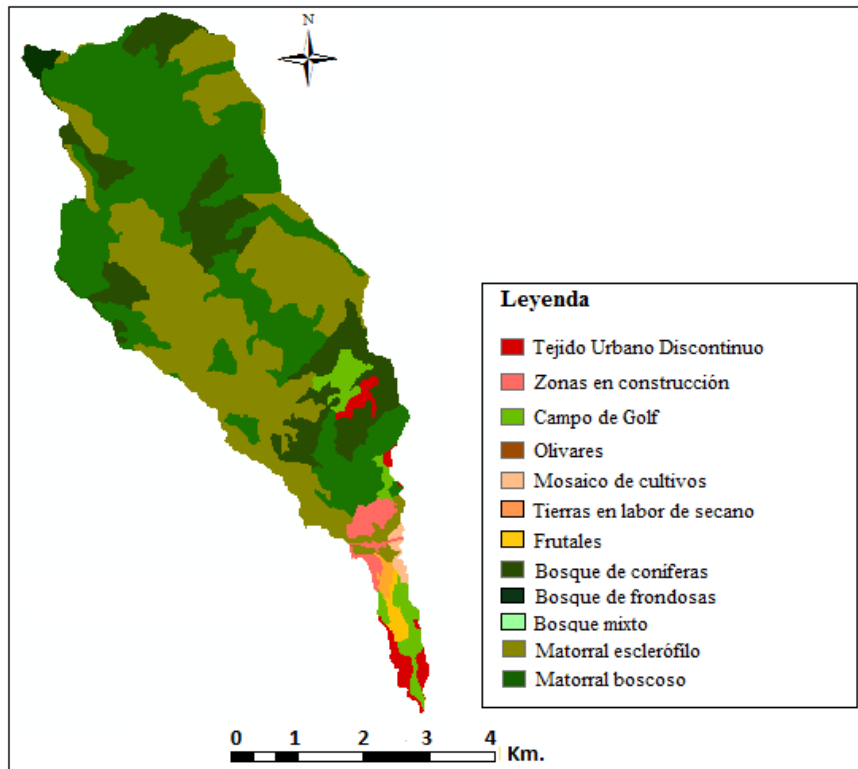


Figura 54. Usos del suelo registrados en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina en el año 2006. Fuente: Elaboración propia a partir del Mapa de usos del suelo del año 2006, elaborado por el Proyecto CORINE Land Cover a escala 1:100.000 y Nivel 3 de clasificación (M.M.A.R.M, 2010).

La cuenca del río Guadalmina constituye el único caso en el que es posible visualizar como el modelo de usos del suelo basado en la construcción de campos de golf junto a urbanizaciones se ha extendido hacia la cuenca media (Fig. 54). La superficie urbana de mayor extensión de la cuenca media corresponde a la urbanización de *La Zagaleta Country Club*, un complejo urbanístico destinado a turistas de elevado poder adquisitivo presumiblemente emplazado sobre una antigua superficie poblada por bosques de coníferas. Dicho complejo fue ubicado, como era previsible, a una elevada cota topográfica, fenómeno que evidencia como, en algunos casos, el elevado nivel de escarpe característico de los sistemas montañosos que configuran el área de estudio no constituye una problemática sino un elemento geomorfológico a explotar económicamente.

La alternancia de cultivos entre usos artificiales se perfila como un fenómeno recurrente en las cuencas situadas en la sección occidental de la ensenada de Marbella a excepción del río Verde, en donde son sumamente escasos probablemente debido a que el modelo de aprovechamiento de los recursos del suelo ha tenido una gran componente hidráulica.

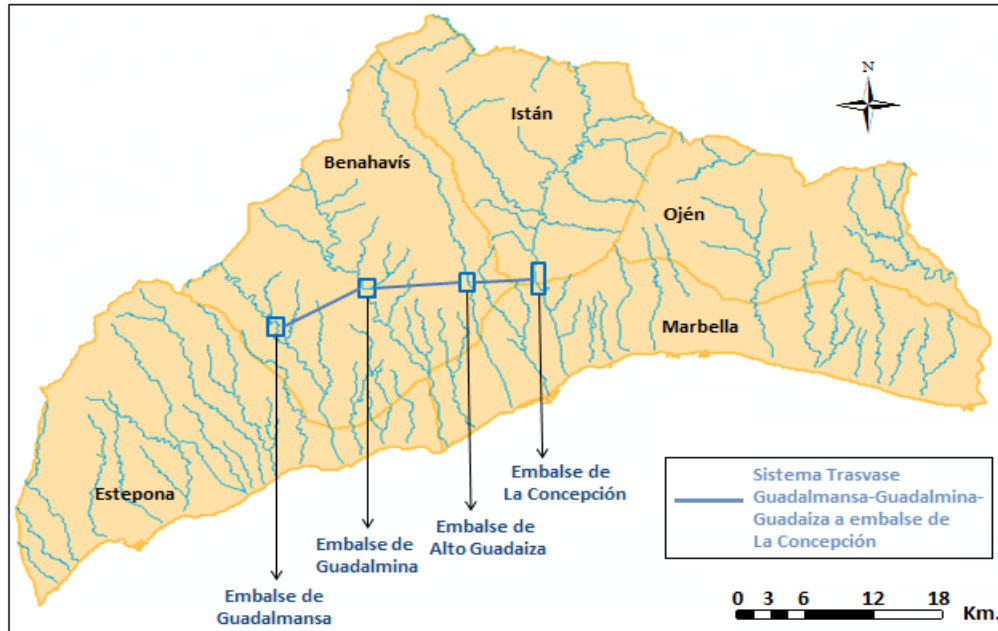


Figura 55. Representación del Sistema Trasvase Guadalmanza-Guadalupe-Guadalupe a embalse de La Concepción. Fuente: Elaboración propia a partir de C.M.A.O.T (2016).

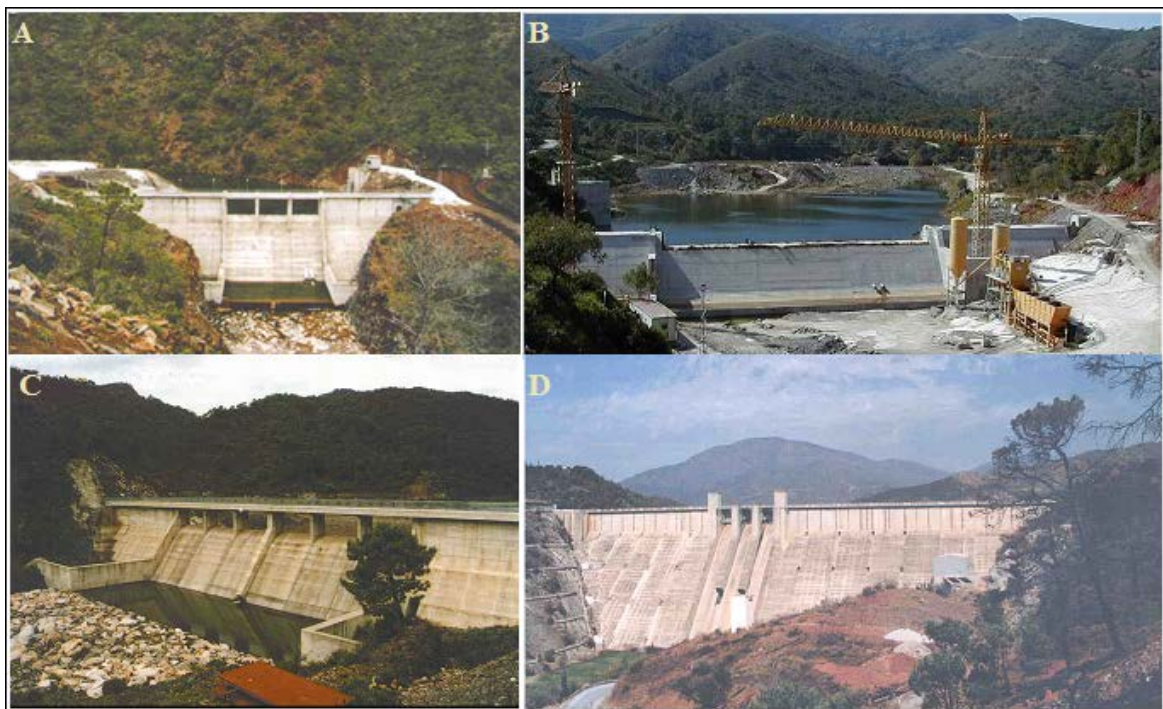


Figura 56. Ilustración de los embalses y presas que forman parte del Sistema de Trasvase Guadalmanza (A) Guadalmanza (B) Guadalupe (C) a La Concepción (D). Fuente: Sociedad Española de Presas y Embalses (SEPREM).

Cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá

Figura 57. Localización de la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá.

Fuente: Elaboración propia a partir del 1) Mapa de Información General de Aguas Superficiales de Andalucía, 2) Sistema de cuencas referenciadas en las Bases de Referencia Hidrológica de Andalucía y 3) Mapa de Municipios de Andalucía, accesibles a través de la REDIAM.

Caracterización fisiográfica de la red hidrográfica

El arroyo Benavolá nace en los surcos montañosos ubicados al norte del municipio de Benahavis, en la confluencia entre las sierras Blanca y Palmitera al este y oeste respectivamente. Su cauce principal, con una longitud aproximada de 6 Km., presenta un trazado ligeramente sinuoso con orientación NE-SW en su curso alto que torna rápidamente hacia NW-SE, siguiendo una disposición prácticamente paralela al río Verde. Su cuenca de vertiente, con una superficie aproximada de 1000 Ha, se encuentra completamente encajada entre las cuencas bajas de los ríos Verde y Guadaiza, describiendo una morfología estrecha y alargada característica de los ríos y arroyos de la sección occidental de la ensenada de Marbella.

Su desembocadura ha sido completamente artificializada debido al crecimiento urbanístico de Puerto Banús y a las mejoras de las redes de transporte, lo cual ha provocado la severa distorsión de su desembocadura. La red hidrográfica describe una configuración tipo Y, albergando dos embalses de escaso porte en ambas ramificaciones, los denominados como los Pantanos Viejo (año 1883) y Nuevo del Ángel (año 1890), ambos contruidos a fin de satisfacer la creciente demanda de agua asociada a la expansión de la colonia agrícola del Ángel a finales del S. XIX.

El sustrato sobre el que se asienta el arroyo Benavolá presenta un alto grado de permeabilidad asociado a la alternancia de depósitos post-orogénicos Cuaternarios formados por arcillas, arenas y cantos aluviales con formaciones de arenas, margas y calcarenitas del período Mioceno-Plioceno (I.G.M.E, 2012). A pesar de ello, y según revela la citada fuente, no se ha documentado la presencia de estaciones de captación de aguas subterráneas, lo cual podría indicar que el abastecimiento de agua de las urbanizaciones de Puerto Banús podría extraerse del cercano embalse de La Concepción.

Caracterización edáfica de la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá

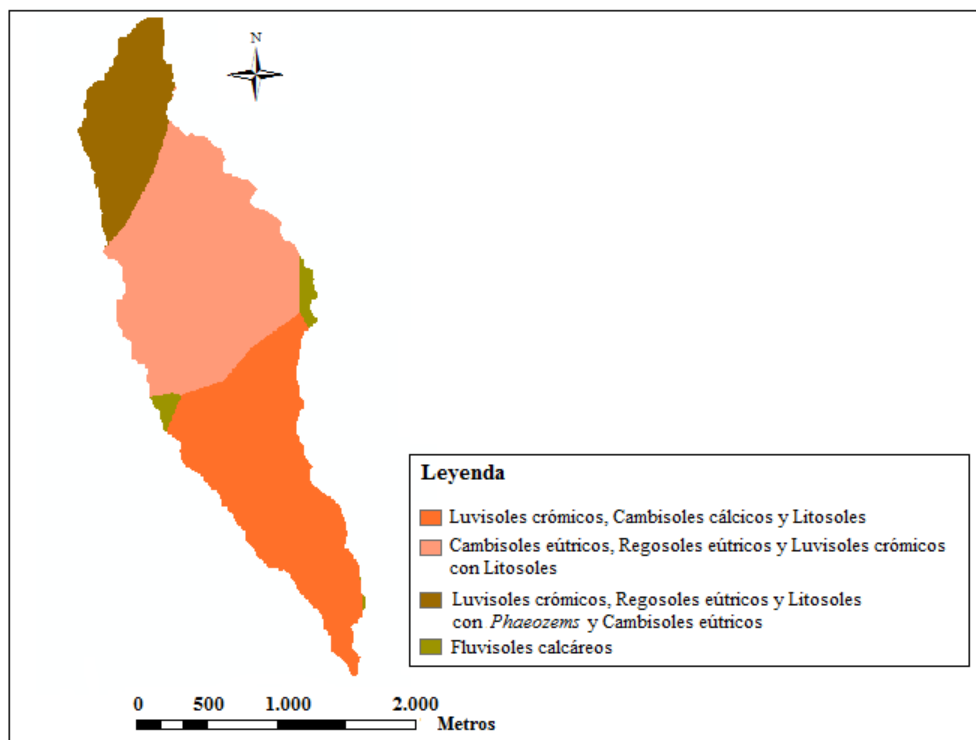


Figura 58. Unidades edáficas presentes en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá.
Fuente: Elaboración propia a partir del Mapa de Suelos de Andalucía 1:400.000 (C.M.A, 2005).

A la vista de la figura 58 se observa como la secuencia de suelos que constituyen la cuenca del arroyo Benavolá coincide con la tipología de suelos que caracteriza la cuenca baja de río Verde (Fig. 43), lo que evidencia el excelente grado de conectividad edáfica que existe entre ambas cuencas. Atendiendo al rango textural de los diferentes tipos de suelos (Tabla 6), se aprecia la predominancia de fracciones granulométricas finas o muy finas, a excepción de los Fluvisoles calcáreos localizados a ambos extremos de la cuenca, cuya textura es ligeramente más gruesa, de tipo arenosa-franca. No obstante, el patrón edáfico que diferencia la cuenca del arroyo Benavolá de las cuencas de los ríos Real y Verde es la ausencia de estas formaciones de Fluvisoles calcáreos en su desembocadura. En su lugar, el suelo es de tipo Luvisoles crómicos, Cambisoles cálcicos y Litosoles, de textura franco-limosa, es decir, de granulometría más fina que los anteriores, lo cual podría informar de un flujo de transporte únicamente capaz de movilizar las fracciones más finas del sedimento.

Código Suelo WRB	Unidad Edáfica	Textura predominante
2	Fluvisoles calcáreos	Arenosa-franca
52	Luvisoles crómicos con Cambisoles cálcicos y Litosoles	Franco-limosa
32	Cambisoles eútricos, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles	Franco-arcillosa
54	Luvisoles crómicos, Regosoles eútricos y Litosoles con <i>Phaeozems</i> y Cambisoles eútricos	Limo-arcillosa

Tabla 6. Rango textural predominante de las unidades edáficas identificadas en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá. Fuente: Elaboración propia a partir de C.M.A (1999).

Tipos de usos del suelo desarrollados en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá

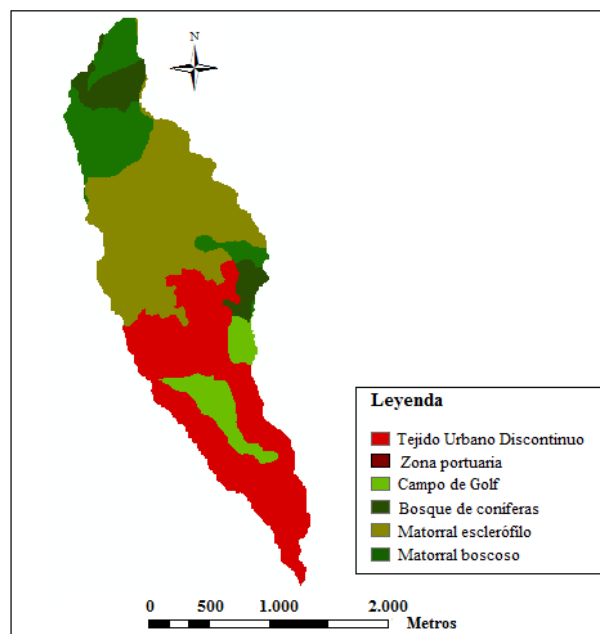


Figura 59. Usos del suelo registrados en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá en el año 2006. Fuente: Elaboración propia a partir del Mapa de Usos del Suelo del año 2006 de acuerdo con el Proyecto CORINE Land Cover escala 1:100.000 al Nivel 3 de clasificación (M.M.A.R.M, 2010).

La figura 59 muestra el alto grado de artificialización, en forma de urbanizaciones y campos de golf, al que está sometido el tramo medio-bajo de la cuenca. La cuenca alta, en cambio, está constituida mayoritariamente por formaciones de matorral y, en menor medida, de bosque de coníferas, fenómeno también recurrente en las cuencas de los ríos Real y Verde.

1.2 Contexto socioeconómico del área de estudio

1.2.1 Evolución de los usos del suelo durante el S. XIX

La implantación de la industria del turismo en la Costa del Sol a mediados del S. XX posicionó a los municipios de Marbella, Fuengirola y Torremolinos en un extraordinario marco de referencia a escala nacional e internacional, instaurándose un modelo de desarrollo urbanístico de gran intensidad y continuidad en el tiempo, sin precedentes en la franja costera andaluza, dinamizado por el vertiginoso aumento del número de turistas durante los años 60 y 70 ([Torres y Cuadrado, 1978](#)). Sin embargo, la posición de Marbella como la potencia económica principal de la comarca occidental de la Costa del Sol, y como una de las más destacadas de la provincia de Málaga, comenzó a fraguarse con anterioridad, concretamente a finales del S. XVIII y principios del S. XIX, en un contexto de inflexión política en España en el que los sectores agrario y ganadero lideraban un modelo económico de tipo rural tradicional en el que la agricultura y la ganadería constituían las principales actividades económicas del país.

El municipio de Marbella fue un claro reflejo del proceso de transición política acaecido en España, atravesando por sucesivas etapas de aprovechamiento económico en las que se aplicaron paulatinamente diferentes modelos del uso del suelo y de explotación de sus recursos que causaron serias repercusiones sobre el estado de conservación del medio físico.

Primera mitad del S. XIX

La primera mitad del S. XIX constituyó una etapa de gran relevancia política para España, pues supuso el período en el que se gestó la transición del Antiguo Régimen hacia un modelo político de naturaleza liberal caracterizado por un profundo respeto hacia la propiedad privada. Este proceso se inició en el año 1808 con la Guerra de la Independencia y la posterior revolución política, concluyendo en el año 1833, momento en el que el absolutismo y liberalismo del Rey Fernando VII lideró un nuevo modelo económico de carácter capitalista, industrial y financiero caracterizado, entre otras iniciativas, por la desamortización forzosa de bienes municipales por parte del Estado para su posterior privatización. La introducción del capitalismo en el modelo económico del país trajo consigo el aumento de las expectativas económicas de la población, lo cual se tradujo en un importante crecimiento demográfico. Este fenómeno se hizo patente en Marbella, hasta entonces un municipio alejado de los procesos de decisión política ([Rodríguez-Feijóo, 2007-2008](#)). Según se extrae a partir de los datos históricos facilitados por el I.N.E sobre población de Hecho (o empadronada) y de Derecho (o residente) registrada en Marbella entre los años 1842, fecha en la que se publicó el primer censo oficial, denominado Censo de Matrícula Catastral, y 1920, el número de habitantes llegó prácticamente a duplicarse hasta alcanzar la cifra máxima de 10.286 hab. en el año 1910 (Fig. 60). Considerando que el censo de población del municipio de Marbella en el año 2016 fue de 140.744 hab. según el I.N.E, tales datos podrían resultar cuantitativamente pobres, sin embargo el proceso de crecimiento demográfico fue muy significativo de acuerdo al contexto temporal del momento.

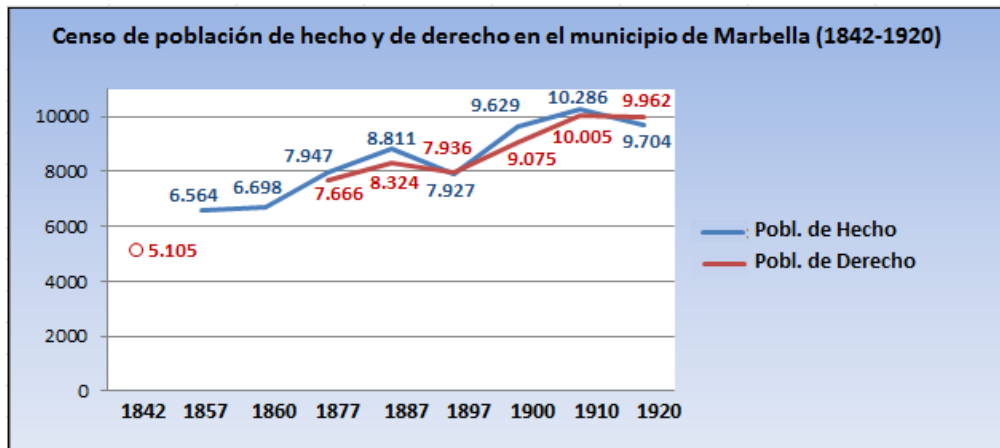


Figura 60. Serie histórica de población de Hecho y de Derecho en el municipio de Marbella en el período comprendido entre el año 1842 y 1920.

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos proporcionados por el I.N.E.

La implantación de un modelo político de carácter capitalista causó, por otra parte, serias repercusiones en el sector agrario, principal actividad económica de España a principios del S. XIX, debido a que la creación de mayorazgos facilitó la adquisición de bienes públicos, principalmente en forma de parcelas agrícolas, por parte de familias adineradas, propiedades que eran posteriormente heredadas por las siguientes generaciones como estrategia de protección del patrimonio familiar, planteando en consecuencia un serio impedimento a los campesinos para acceder al uso de la tierra. No obstante, la desamortización de bienes públicos no supuso un proceso novedoso, ya que en la antesala del proceso de transición política indicado, concretamente en el año 1798, se llevó a cabo la ‘Desamortización de Godoy’, una actuación de naturaleza económica y social de gran relevancia en el contexto agrario de España, y de la Costa del Sol Occidental en particular, por la que los bienes públicos de propiedad religiosa o asignados de forma compensatoria a los campesinos sin recursos fueron expropiados forzosamente, pasando a ser de titularidad del Estado. Este proceso derivó en el aumento de la superficie cultivable y constituyó, probablemente, el comienzo de la deforestación de los montes españoles ([García-Montoro, 1983](#)). En el caso de Marbella, la desamortización forzosa de los montes propios ubicados en su Término Municipal configuró un nuevo escenario en el que la explotación del fruto de bellota, obtenido de las numerosas formaciones de encinas documentadas en la zona, constituyó una de las principales actividades económicas del momento ([Madoz, 1848](#)).

Las extensiones de monte se alternaban con otras de menor superficie dedicadas a cultivos de secano y regadío que permanecieron ajenas al proceso desamortizador. Según muestran los datos publicados por [Rodríguez-Romero \(2007\)](#), en el año 1819 la extensión dedicada a los encinares para la producción de la bellota era de 1.506,23 hectáreas (en adelante Ha.), frente a las 563,25 Ha. dedicadas a cultivos de regadío y 451,2 Ha. a secano, lo cual revela la extraordinaria importancia de los montes de Marbella y del tipo de vegetación que en ellos habitaba en el contexto económico del momento.

En el año 1825, con estrecha posterioridad a la fase de privatización de los montes públicos españoles, se produjo la aprobación de la Ley de Minas ([Ley de 4 de julio de 1825](#)) por parte del Rey Fernando VII, la cual fomentaba la concesión de terrenos para explotaciones mineras, en aquel entonces de propiedad estatal, y concedía amplio derecho sobre el uso del agua de los ríos y arroyos cercanos a los yacimientos y sobre el abastecimiento de madera para combustible. Esta última afirmación se extrae del artículo 21 de la citada ley, por el que *“los mineros (...) tendrán derecho al uso y aprovechamiento de las aguas de los ríos, arroyos y manantiales, y a proveerse de leña, maderas y carbón de los bosques y montes con arreglo a las leyes y ordenanzas municipales de los pueblos”*. De este modo, las facilidades que el Estado proporcionaba para el uso de los recursos hídricos y forestales, en la mayoría de los casos sin límite racional, junto con la presencia de abundantes superficies boscosas sobre las que ya no recaía ningún tipo de figura de protección, configuró un escenario muy atractivo para el asentamiento de grandes empresas dedicadas a la explotación de recursos minerales. La extraordinaria riqueza litológica de los sistemas montañosos de la Costa del Sol Occidental, ricos en grafito y minerales abundantes en hierro tal como la magnetita o el plomo, brindó las materias primas necesarias. Un siglo antes, concretamente en torno al año 1725, se asentó en el Valle del Genal, en Ronda, la Real Fábrica de Hoja de Lata de San Miguel, considerándose el verdadero comienzo de la industria siderúrgica en Andalucía ([Gómez-Zotano, 2004](#)), lo cual sirvió a su vez como condicionante geográfico para el futuro asentamiento de una industria férrea sumamente ambiciosa en la Costa del Sol Occidental.

En el año 1826 se fundó la sociedad de La Constancia, en Málaga, una de las pioneras en el panorama siderúrgico español ([García-Montoro, 2007](#)). Este título es ostentado por la Compañía de Minas de Hierro de El Pedroso y agregados, creada en el año 1817 en la localidad sevillana de El Pedroso por comerciantes industriales de Cádiz y Sevilla ([Villalba, 2011](#)), figurando así la ferrería de El Pedroso, en términos cronológicos, como la primera infraestructura destinada a la fundición de hierro en Andalucía y de España, dado que las ferrerías de Marbella y Málaga fueron construidas más de una década después y las del País Vasco datan en su mayoría de mediados y finales del S. XIX. La sociedad de La Constancia fue creada por burgueses malagueños con el objetivo de explotar comercialmente la magnetita contenida en el complejo minero de El Peñoncillo, configurado por las minas de La Choza, San Juan Bautista y San Nicolás, todas ellas ubicadas en el municipio de Ojén, al noreste de Marbella.

Con tal propósito se construyó, en el año 1831, la ferrería de La Concepción, emplazándose en la margen derecha del tramo medio-bajo del río Verde (Fig. 61), al sur del actual embalse de idéntico nombre. Su ubicación no fue casual, presentando una gran idoneidad dada la disponibilidad de energía hidráulica procedente del cauce del río Verde, el más caudaloso de los que desembocaban en la ensenada de Marbella, su proximidad a los yacimientos mineros ubicados en el cercano municipio de Ojén y la facilidad que contemplaba la obtención de carbón vegetal necesario para el proceso fabril del hierro ([Nadal-Oller, 1972](#); [García-Montoro, 1982](#); [1983](#)).

El proceso de fabricación de hierro colado en la ferrería de La Concepción se llevaba a cabo en tres etapas. El primer paso consistía en la extracción de la magnetita procedente del complejo minero de El Peñoncillo. Una vez extraído el mineral, éste era transportado mediante caballerías hasta la ferrería, dado que los motores de combustión interna no fueron desarrollados hasta mediados del S. XIX (año 1860), lugar en el que era fundido mediante el uso de carbón vegetal como combustible en unas infraestructuras denominadas Altos Hornos, las cuales eran capaces de desarrollar una extraordinaria energía calorífica. Finalmente, el hierro fundido debía someterse a una fase final de afinado que requería el uso de carbón mineral, tras la cual se obtenía hierro colado y otros derivados de excelente pureza. La ferrería de La Concepción fue únicamente diseñada para llevar a cabo la fundición de la magnetita, fundamentado en que la escasez de carbón mineral en Andalucía y gran parte de España exigía que éste fuera importado de Asturias o Gran Bretaña por mar, y el municipio marbellí aún no disponía de una infraestructura portuaria capaz de albergar una actividad comercial de semejante calibre. La ciudad de Málaga, en cambio, si figuraba como puerto comercial de referencia ([García-Montoro, 2007](#)), hecho que propició la construcción de la ferrería de La Constancia en el año 1833 a fin de llevar a cabo la fase de afinado del hierro, permaneciendo en la actualidad algunos resquicios de sus chimeneas en la playa de San Andrés, al oeste del núcleo urbano de Málaga.

La primera obra de ingeniería marítima de la que se ha tenido constancia en el municipio de Marbella data del año 1839, fecha en la que se construyó un muelle de piedra en la playa de La Marina (actual playa de La Venus) destinado a la exportación a pequeña escala de productos alimenticios, tal como vino, frutas y cereales, y de mineral de hierro ([Rodríguez-Feijóo, 2007-2008](#)), de modo que una vez el mineral de la magnetita era fundido en los Altos hornos de La Concepción, éste era transportado mediante barcos de vela hasta la ferrería de La Constancia para su afinado.

La mejora de las infraestructuras destinadas al comercio del mineral, junto con las ventajas y facilidades que contemplaba la producción de hierro fundido en la ferrería de La Concepción, propició la construcción, en el año 1841, de otra ferrería de similares características denominada El Ángel, la cual fue ubicada a apenas 750 metros al sur de la anterior, en la misma margen del río Verde (Fig. 61).

La construcción de una nueva ferrería duplicó la magnitud de la presión extractiva a la que los recursos forestales de los montes de Marbella se encontraban sometidos, dado que esta infraestructura empleaba la misma metodología para la fundición de hierro. La utilización de carbón vegetal, cuya producción exigía el procesamiento de la madera extraída del tronco de los árboles, generó un vasto proceso de deforestación que afectó a grandes parcelas de suelos poblados, en su mayoría, por encinas, alcornoques y quejigos ([Madoz, 1848](#)), proceso favorecido además por el superfluo control del Estado sobre las actuaciones llevadas a cabo a título privado y por la elevada influencia política de la que disponían los propietarios de las ferrerías.

La deforestación de los montes de Marbella se llevó a cabo rápidamente. Según revela el testimonio de Pascual Madoz, un influyente político español dedicado a la geografía que documentó ampliamente el panorama geográfico y forestal de España entre los años 1846 y 1850, en el año 1848, únicamente 17 años después de la fundación de la ferrería de La Concepción, la mayor parte de los montes de Marbella se encontraban “*destruidos de arbolado*”. Por el contrario, destacó únicamente el buen estado de conservación de las dehesas del Bornoque o Albornoque, ubicada entre los municipios de Istán y Monda, y del Alicate, situada entre los municipios de Ojén y Monda, al noreste de la ciudad de Marbella, coincidiendo este testimonio con la superficie de monte que fue especialmente afectada por el proceso de deforestación indicado, la cual se presenta en la figura 61 de acuerdo a la cartografía ofrecida por [García-Montoro \(1983\)](#).

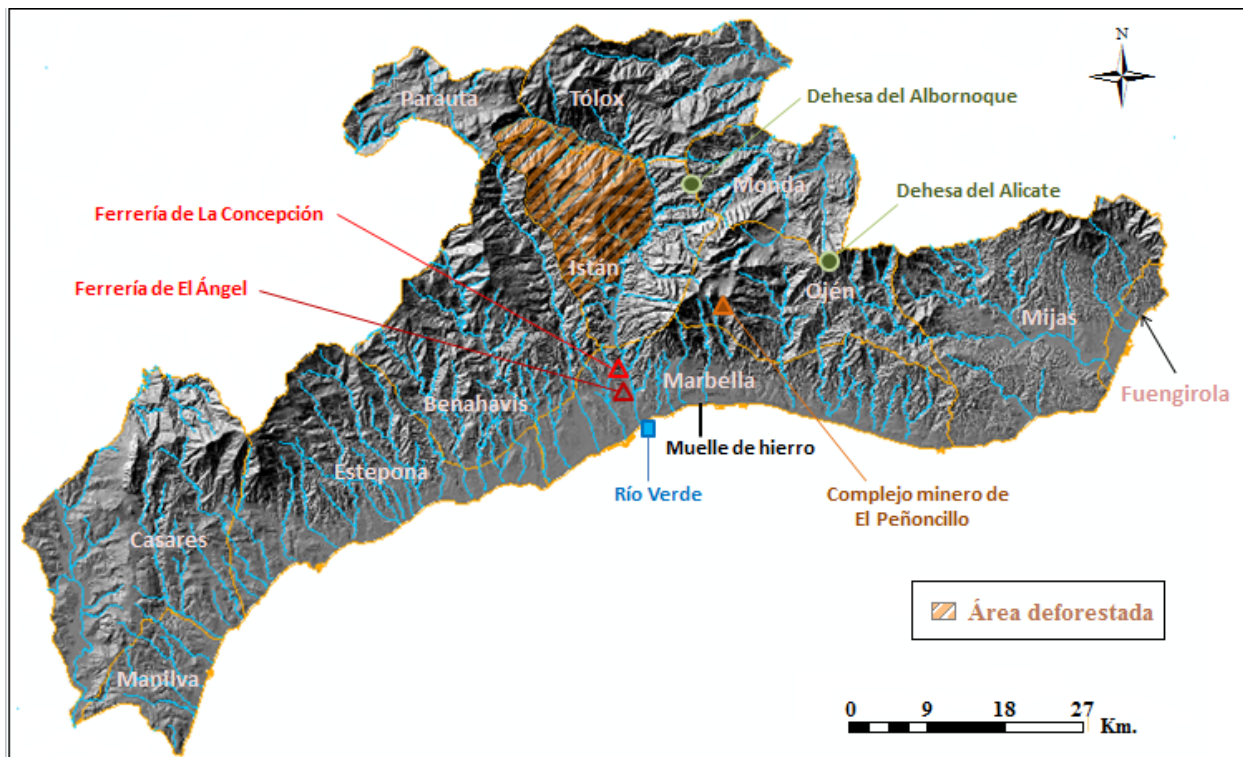


Figura 61. Contexto de la industria siderúrgica y minera del área de estudio.

Fuente: Elaboración propia a partir de García-Montoro (1983).

Los datos cartográficos publicados por García-Montoro resultan de gran relevancia al objeto del presente estudio, más si cabe considerando el efecto amortiguador de la erosión que infiere la presencia de cobertura vegetal sobre el suelo. Además, las grandes obras de ingeniería hidráulica en España no se llevaron a cabo hasta principios del S. XX, y en el área de estudio todas ellas datan de finales del S. XIX y de mediados del S. XX, de modo que los cauces fluviales no se encontraban aún intervenidos por embalses y presas de entidad que pudieran servir de cuencas artificiales de intercepción de sedimentos.

Segunda mitad del S. XIX

La primera de las tres ferrerías de la provincia de Málaga en cesar su actividad industrial fue El Ángel en el año 1862 (Casado, 2005a), cuya producción experimentó sucesivas etapas de decadencia debido a la escasez, cada vez más acusada, de recursos forestales. Coincide esta fecha con la I crisis de la siderurgia en Málaga y provincia, la cual aconteció en torno al año 1865, motivada, además de por la recurrente escasez de arboleda, por el elevado coste que suponía el abastecimiento de carbón mineral procedente de Asturias y Gran Bretaña (García-Montoro, 2007). Los Altos Hornos de La Concepción cesaron definitivamente su actividad en el año 1884 (Rodríguez-Feijóo, 2007-2008).

La última ferrería en desaparecer fue La Constancia en el año 1926, la cual consiguió sobreponerse a los embates comerciales debido a las numerosas reestructuraciones de capital a la que fue sometida para conseguir abastecerse de carbón mineral y a que no requería del uso de carbón vegetal para el afinado del hierro.

El último tercio del S. XIX puede considerarse como el período en el cual desaparece la actividad siderúrgica industrial gestionada por empresarios españoles en el municipio de Marbella, sin embargo la actividad minera extractiva continuó constituyendo una actividad económicamente rentable durante un período más largo. En el año 1868 se aprobó una nueva Ley de Minas (Ley de 4 de marzo de 1868), presentándose como una figura normativa de carácter liberal que sirvió para facilitar la llegada de inversores extranjeros, principalmente británicos, con el fin de explotar los recursos mineros de la zona y proceder a su exportación, fenómeno que posicionó al municipio de Marbella, por primera vez, en el escenario del comercio internacional.

En el año 1869, se instaló en Marbella la empresa británica ‘*The Marbella Iron Ore C&L*’, cuyo objetivo fue la reactivación del complejo minero de magnetita de El Peñoncillo para la exportación, por mar, de minerales de alta calidad para la fabricación de acero en el Reino Unido. Lo primero que necesitaba la ciudad de Marbella para albergar el tránsito de buques comerciales era una infraestructura portuaria adecuada, de modo que en el año 1870 la citada empresa británica construyó un muelle de hierro de 260 metros de largo en sustitución del anterior muelle de piedra que databa del año 1839 (Fig. 61). Sobre dicho muelle finalizaba una línea de ferrocarril denominada San Juan Bautista, el cual conectaba directamente el complejo minero de Ojén con el mar.

La elevada productividad minera del municipio de Ojén, junto con la disponibilidad de una infraestructura capaz de albergar una línea de tráfico marítimo comercial entre Marbella y el Reino Unido, se hizo eco en el panorama empresarial internacional. De este modo, en el año 1872 se asentaron otras empresas británicas, como es el caso de la compañía ‘*Eldorado Iron Syndicate Limited*’, constituida a fin de explotar comercialmente el complejo minero de El Peñoncillo junto a la compañía anteriormente referida, o la sociedad ‘*Ojen Mountain Magnetic Iron Company and Limited*’, asentada en el año 1873 con el objetivo de explotar la magnetita contenida en la mina de El Dorado, también ubicada en Ojén.

El planteamiento más ambicioso, aunque con escaso éxito, pretendió la creación de la compañía '*The Malaga Magnetic Iron Ore Company*', cuyo objetivo fue, en un principio, el de desarrollar en el municipio de Marbella un proyecto de similar magnitud al que aconteció en torno al principal complejo minero de Ojén ([Bernal, 2003](#)).

La elevada intensidad y velocidad a la que los recursos minerales eran extraídos lideró el comienzo de una etapa de declive comercial y social, dado que la exportación de minerales por parte de las sociedades británicas apenas repercutía laboral y económicamente en la población de Marbella. Ante este escenario económico, se llevó a cabo la reactivación del sector agrícola en el municipio, actividad que no desapareció durante el auge de la industria siderúrgica en Marbella aunque sí fue desplazada hacia un segundo plano en el contexto económico del momento.

A finales del S. XIX se crearon dos colonias agrícolas en el municipio de Marbella, la de San Pedro de Alcántara y la de El Ángel (Fig. 62). En el año 1871 comenzó la actividad industrial de la colonia agrícola de San Pedro de Alcántara mediante la fundación de la Fábrica Azucarera de El Ángel, si bien la creación de esta colonia data de mediados del S. XIX, momento en el que D. Manuel Gutiérrez de la Concha, futuro Marqués del Duero, adquirió un conjunto de fincas situadas en la vega de los ríos Guadalmanza, Guadalmina y Guadaiza, que abarcaban los municipios de Marbella, Estepona y Benahavís, con el fin de imitar el éxito de la industria azucarera que ya obtuvo en la vega del río Guadalhorce, en Málaga ([Casado, 2005b](#)). La superficie total de la colonia agrícola era de 4.829 Ha., de las que 603 Ha. estaban destinadas al cultivo de la caña de azúcar, 2.415 Ha. al secano y 1.811 Ha. a pasto y arbolado ([Casado, 2005a](#)). A pesar de presentar la menor superficie efectiva, el cultivo de la caña de azúcar se perfiló como la actividad económica principal de la colonia, ya que sobre ella giraba un complejo engranaje industrial, con infraestructuras destinadas específicamente al procesamiento de la caña de azúcar denominadas Ingenios y Trapiches, y comercial, dado que el producto final era exportado por mar a través del muelle de hierro.

No obstante, el asentamiento de la industria azucarera en la provincia de Málaga durante este período de tiempo no resultó novedosa ya que, según revela [López de Coca \(1982\)](#), en el S. XIV se tenía constancia del tráfico comercial de azúcar en la ciudad de Málaga. La fase expansiva del cultivo de la caña de azúcar en la Costa del Sol Occidental se produjo algo más tarde, concretamente entre mediados del S. XVII y principios del S. XVIII, documentándose la construcción del Trapiche del Prado y del Ingenio Chico en el S. XVII, propiedad este último del Duque de Arcos, como las primeras infraestructuras de la industria azucarera en Marbella ([Prieto-Borrego, 2008](#)).

En el año 1874, D. Tomás Domínguez Artola, en aquel momento el mayor hacendado de Marbella, adquirió el terreno de la abandonada ferrería de El Ángel para la construcción de una fábrica de harina, conocida posteriormente como Cortijillo del Hospital o de Galiano, cuya actividad industrial apenas fue efectiva durante tres años debido a que la acusada orografía del terreno suponía un impedimento para el cultivo del trigo, por lo que éste debía ser importado por mar.

En el año 1877, la fábrica harinera fue adquirida por D. José Martínez y Martínez de Pinillos a fin de reactivar su actividad industrial, no ligada en esta ocasión hacia la producción de harina sino hacia la fabricación de azúcar y el cultivo de remolacha, fundándose a este propósito la colonia agrícola de El Ángel en el año 1880 con una superficie de 17,06 Ha. (Casado, 2005a). El cultivo de la caña de azúcar demandaba una gran cantidad de agua, más si cabe considerando la actividad productiva de dos colonias agrícolas colindantes entre sí, implantándose así un nuevo modelo de aprovechamiento de los recursos naturales en la Costa del Sol Occidental basado en el ejercicio de un control absoluto sobre la obtención de recursos hídricos procedentes de los ríos. De este modo, se llevaron a cabo sucesivas actuaciones hidráulicas a pequeña escala en forma de embalses, presas, azudes y acequias, a través de las cuales se intervinieron la mayoría de los ríos y arroyos vertientes al flanco occidental de la ensenada de Marbella (Fig. 62). La primera infraestructura hidráulica sobre la que se ha tenido constancia se enmarcó en el seno de la colonia agrícola de El Ángel y dató del año 1878, fecha en la que se proyectó la construcción de la presa de El Ángel en el río Verde, aunque no fue definitivamente aprobada hasta el año 1882 por D. Luis Vasconi, Jefe de Obras Públicas de Málaga. El desfase temporal que se observa entre que la presa de El Ángel fue proyectada y finalmente aprobada podría explicarse a partir de la transición normativa que regulaba el aprovechamiento de los recursos hídricos, dado que se produjo el cambio de la [Ley de 3 de agosto de 1866](#), sobre el dominio, uso y aprovechamiento de aguas, a la [Ley de 13 de junio de 1879](#), sobre las disposiciones que se han de tener presentes respecto a la propiedad, uso y aprovechamiento de aguas. La construcción de dicha presa reveló la existencia de otra de mayor antigüedad sobre la que no se ha identificado una fuente bibliográfica que aporte mayor información al respecto, sobre todo en lo relativo a su datación, conociéndose únicamente que se encontraba ubicada a unos 50 metros aguas abajo de la presa de El Ángel (Casado, 2005a). El objetivo de la nueva infraestructura consistía en generar un mayor desnivel entre el lugar de captación de agua y el emplazamiento de la colonia agrícola que iba a servir de punto de recepción.

De acuerdo con la citada fuente, el transporte de agua entre ambos puntos se llevaba a cabo a través de una red de acequias con la que la ferrería de La Concepción (en gran decadencia desde los años 80) se nutría de agua para el proceso fabril, de lo cual se deduciría que la antigua presa podría datar del comienzo de la actividad industrial de dicha ferrería, es decir, en torno al año 1831-32, pudiendo constituir así la primera infraestructura hidráulica construida en el río Verde.

La entrada en vigor de una nueva ley de aprovechamiento hídrico, más permisiva que la anterior, junto al mayor requerimiento hídrico de la colonia agrícola de El Ángel a partir del año 1882, fecha en la que se aumentó su superficie efectiva en 500 Ha. para el cultivo de la caña de azúcar, motivó la construcción de dos embalses en el arroyo Benavolá, situado entre los ríos Guadaiza y Verde, ambos ubicados al oeste del municipio de Marbella.

El primero de ellos fue el embalse de Benavolá, construido en el año 1883 y actualmente conocido como Pantano Viejo del Ángel, mientras que el segundo fue el embalse de Regajo Rincones, emplazado en el año 1890 al sur del anterior, siendo actualmente conocido como Pantano Nuevo del Ángel o, localmente, como el Lago de las Tortugas.

Este fenómeno de expansión hidráulica se manifestó paralelamente en la colonia agrícola de San Pedro de Alcántara, sobredimensionado además por la marcada estacionalidad del régimen de precipitaciones y la aridez característica del régimen climático de la Costa del Sol Occidental. En el año 1884 se construyó el embalse de Las Medranas, un reservorio con capacidad de almacenamiento de 450.000 m^3 (0.45 hm^3) ubicado en el arroyo del Chopo, situado entre los ríos Guadalmina y Guadaiza, al noroeste de la localidad marbellí de San Pedro de Alcántara. Sobre este arroyo se dató la presencia de dos embalses anteriores, los denominados Boca del Chopo y Boca del Negro, ambos construidos en el año 1869 para regadío, de lo cual se deduce la importancia no sólo de la red fluvial principal vertiente a la ensenada de Marbella, sino también de la red de arroyos en el contexto hídrico del momento. El siguiente embalse fue, por orden cronológico, el embalse de Cancelada o de Taraje, construido en el año 1886 en el arroyo Taraje, situado en el municipio de Estepona, el cual disponía de una capacidad de almacenamiento de 500.000 m^3 (0.5 hm^3) según Bello (1913). La última infraestructura proyectada en el seno de dicha colonia agrícola fue el embalse del Llano de la Leche, un reservorio de 200.000 m^3 (0.2 hm^3) construido en el año 1903 y situado en el arroyo del mismo nombre en el municipio de Benahavís, actuando como afluente del río Guadalmina (Fig. 62).

El documento que recaba la relación de infraestructuras hidráulicas de entidad construidas en España durante el S. XIX y mediados del S. XX es el Catálogo Oficial de las presas y embalses con altura superior a 15 metros, editado por la Dirección General de Obras Públicas en el año 1964. En él se recogen, como su propio nombre indica, las infraestructuras de registraban una altura del muro de la presa mayor a 15 metros, considerado un indicador de entidad aunque no necesariamente de capacidad de almacenamiento.

Ello se desprende al observar que el embalse del Llano de la Leche constituye el único de los proyectados en el área de estudio hasta el momento que figura en dicho documento, dado que la altura del muro de su presa es de 20 metros, sin embargo su capacidad de almacenamiento era la menor de los construidos durante la segunda mitad del S. XIX.

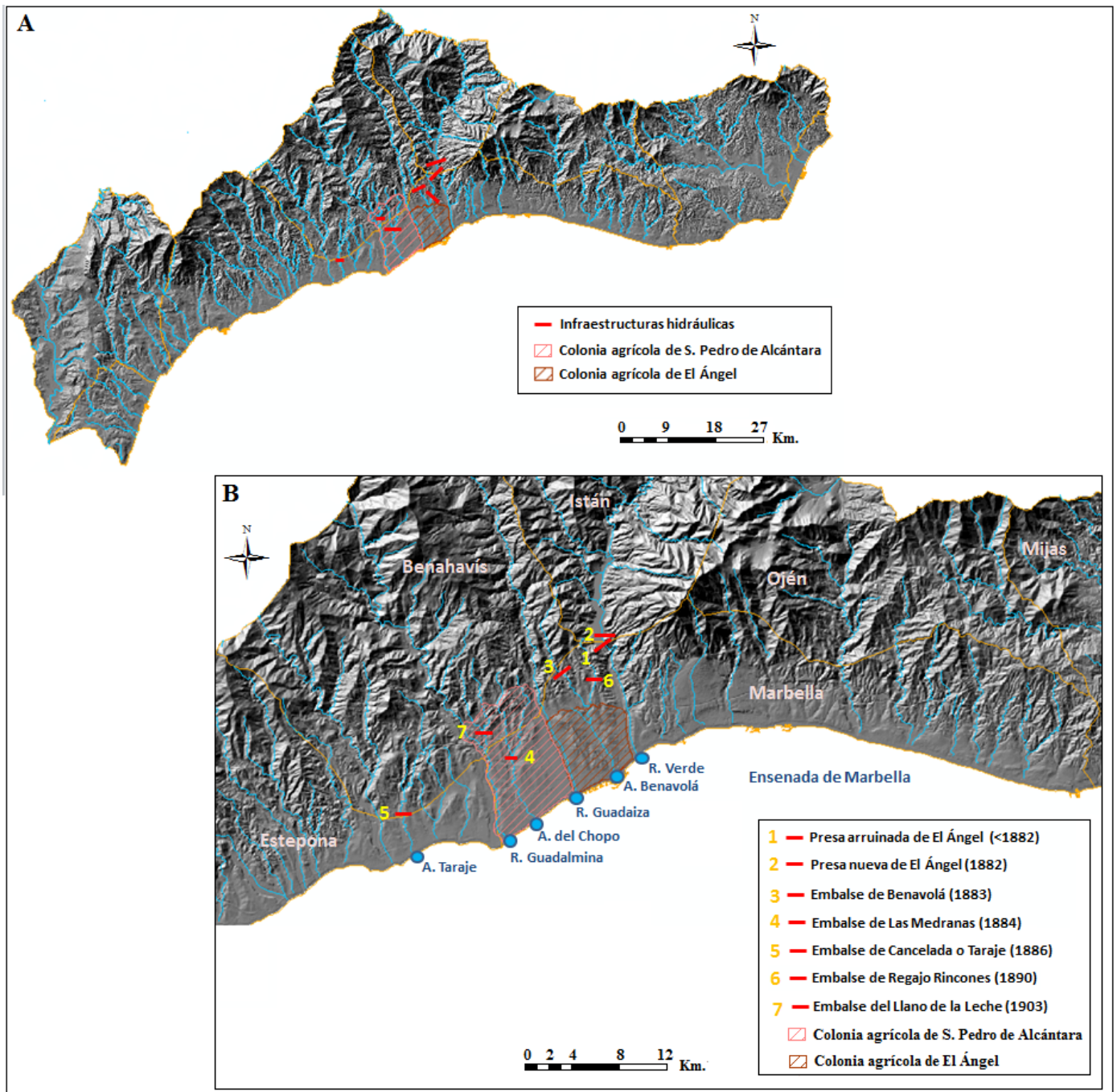


Figura 62. Escenario agrícola e hidráulico del área de estudio a finales del S. XIX.

Fuente: Elaboración propia.

En definitiva, el S. XIX finalizó en el municipio de Marbella con el cese definitivo de la industria siderúrgica, la subsecuente debilitación del sector minero tras un amplio período de auge, si bien la minería no llegó aún a desaparecer por completo, y, finalmente, con la reimplantación del sector agrícola ligado principalmente a la producción de la caña de azúcar.

1.2.2 Evolución de los usos del suelo durante el S. XX

El S. XX comenzó con la desaparición de la industria azucarera en el municipio de Marbella, produciéndose el cierre de la fábrica de azúcar de la colonia agrícola de El Ángel en el año 1903 y de la vecina colonia de San Pedro de Alcántara en el año 1915 (Casado, 2015). La causa principal del cese industrial azucarero en ambas colonias agrícolas fue de índole financiera, pues sus respectivos propietarios no previeron la manera de sostener económicamente el fuerte fenómeno de expansión que experimentó el negocio de la producción de azúcar en Marbella (Gutiérrez-Álvarez, 1992), acentuándose semejante desacierto en la grave situación económica que asolaba a España a principios de siglo.

Ante la desaparición de la industria siderúrgica y azucarera, el sector primario fue el que aglutinó la mayor proporción de población activa de Marbella (Rodríguez-Feijóo, 1988; Casado, 1998). Según Casado, en el año 1924 la dedicación de la población activa de Marbella recaía en un 68,9% al sector primario, un 7,3% al sector secundario y el 23,8% restante al sector terciario. Las actividades económicas que empleaban a un mayor número de personas en este momento, según el análisis realizado por Rodríguez-Feijóo, fueron la agricultura y la pesca, seguida de la minería, manteniéndose la trama industrial y comercial por la que los recursos minerales eran extraídos del complejo minero de El Peñoncillo y posteriormente exportados a través del muelle de hierro, datándose su completo desmantelamiento en el año 1934.

Durante el primer tercio del S. XX, especialmente en los años 20 y paralelamente a la sucesión de acontecimientos referida, la ciudad de Málaga comenzó a mostrarse como un destino turístico tanto invernal como veraniego, sucediéndose continuas mejoras en las infraestructuras de comunicaciones a fin de albergar a un creciente número de turistas (Pellejero, 2005).

Implantación de la industria del turismo en la Costa del Sol

Una de las iniciativas más relevantes a este propósito fue la construcción del aeropuerto de Málaga, inaugurado en el año 1919 por el militar francés Didier Daurat con fines comerciales y abierto al tráfico de pasajeros en el año 1946. Por otro lado, la construcción y mejora de las carreteras posibilitó que los municipios costeros de la provincia de Málaga comenzaran a albergar a un creciente número de visitantes, también la ciudad de Marbella, produciéndose la apertura en el año 1930 de dos grandes hoteles, El Gaytán y el Comercial.

Sin embargo, la industria del turismo no se asentó aún con fuerza en la Costa del Sol debido a que, de una parte, el inicio de la Guerra Civil Española en el año 1936 (hasta 1939) sumió al país en una grave crisis política, social y económica que afectó a la totalidad de las iniciativas industriales llevadas a cabo y, por otro lado, el comienzo de la Segunda Guerra Mundial en el año 1939 (hasta 1945) generó una severa inestabilidad económica internacional que configuró, en su conjunto, un contexto escasamente compatible con la prosperidad económica de cualquier localidad española.

Desde una perspectiva demográfica, la ciudad de Marbella experimentó un descenso paulatino en el número de habitantes entre los años 1920 y 1940 (Fig. 63), fenómeno cuya causa derivó, en un primer momento, del cese de la industria azucarera asentada en la localidad de San Pedro de Alcántara (Prieto-Borrego, 2001), acentuado posteriormente por la grave situación de escasez alimenticia y desempleo fruto del desarrollo de la Guerra Civil Española y de la instauración de un régimen político de naturaleza autárquica que afectaba negativamente a la clase trabajadora (Rubia-Orsorio, 2009-2010) y, finalmente, por la aparición de un potente brote de enfermedades de gravedad, como la sífilis, la tuberculosis o el brote de paludismo acontecido en Marbella entre los años 1942 y 1945, causantes en su conjunto de una elevada tasa de mortandad (Maíz-Viñals, 1976).

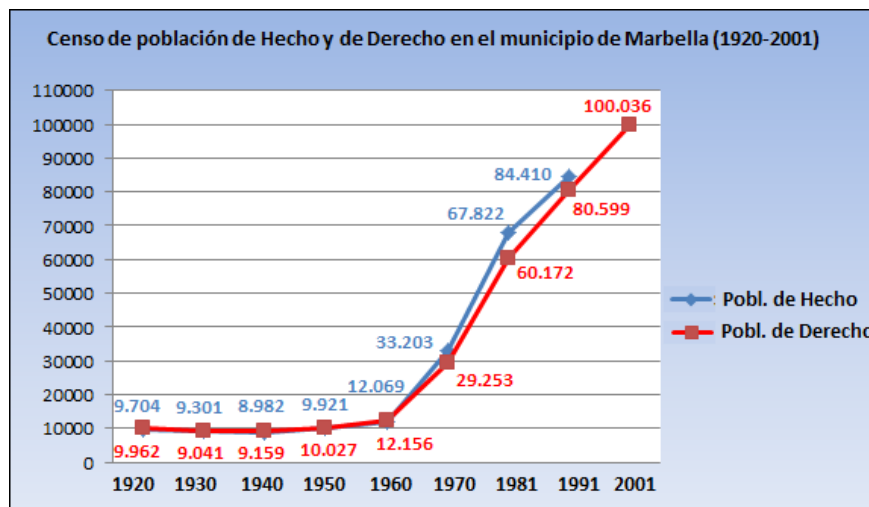


Figura 63. Serie histórica de población de Hecho y de Derecho en el municipio de Marbella en el período comprendido entre el año 1920 y 2001.

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos proporcionados por el I.N.E.

El punto de inflexión a la cadena de infortunios que sumieron al municipio de Marbella en una profunda decadencia desde los años 30 a los 50 se produjo a partir de la recuperación económica asociada a la implantación, esta vez de forma contundente, de la industria del turismo en la Costa del Sol a mediados del S. XX. De acuerdo con Pellejero (2005), este proceso se llevó a cabo en dos etapas, la primera de ellas comprendió el intervalo temporal entre 1950 y 1975 y la segunda se prolongó hasta final de siglo.

La primera fase sirvió de soporte a un modelo de desarrollo que registró su máxima intensidad a partir de los años 60, si bien coincide esta fecha con el comienzo de la elaboración de estudios sobre la afluencia de visitantes y de demanda hotelera por parte del I.N.E., de modo que no sería descabellado pensar que el crecimiento exponencial del número de turistas ya registrase valores significativos durante los años 50. De esta forma, se produjo el solape entre el comienzo de la implantación del turismo en los municipios costeros que configuran la Costa del Sol Occidental y los últimos coletazos de la industria minera asentada en los municipios de Ojén y Marbella.

En el año 1957, la empresa minera Ferarco construyó la última infraestructura asociada a esta industria, el Cargadero Marítimo de Marbella, el cual conectaba directamente el complejo minero de El Peñoncillo con una infraestructura marítima que sirvió como punto de atraque para la carga y posterior exportación de grafito, magnetita y otros minerales, fundamentada su construcción en que las embarcaciones de tonelaje medio no podían entrar en el puerto pesquero de Marbella, construido en el año 1955. La industria minera marbellí finalizó su actividad en el año 1970, fecha en que la empresa Ferarco abandonó el complejo minero de El Peñoncillo y el cargadero de mineral, permaneciendo en la actualidad un relicto de esta infraestructura en la playa de El Cable, nombre que recibe del procedimiento mediante el cual se cargaba el mineral en las embarcaciones.

La naturaleza del modelo turístico implantado en la comarca occidental y oriental de la Costa del Sol experimentó diferencias significativas atendiendo, según [Torres y Cuadrado \(1978\)](#), al emplazamiento del aeropuerto de Málaga y al buen estado de la red viaria que servía de unión entre ambas comarcas. De acuerdo con la citada fuente, la Costa del Sol Occidental registró un mayor volumen de turismo internacional de elevado poder adquisitivo que la comarca oriental, caracterizada en cambio por albergar una mayor densidad de turistas nacionales de clase media. El atractivo de ambas comarcas era idéntico: el clima, la calidad de sus playas y la posibilidad de realizar turismo de interior con cercanía a los municipios costeros, sin embargo la comarca oriental disponía de una limitación importante: menor capacidad de abastecimiento de recursos hídricos.

La extraordinaria magnitud y nivel de éxito que la implantación de la industria del turismo adquirió en el municipio de Marbella y, por cercanía, en el resto de municipios costeros que conforman la comarca occidental de la Costa del Sol entre los años 1950 y 1975, se explica por la conjunción de factores de diversa naturaleza que requieren ser abordados con sumo detenimiento.

En primer lugar, resulta fundamental aludir a la estratégica posición geográfica del municipio de Marbella en el contexto territorial de Andalucía, distante a 48 kilómetros aproximadamente de la ciudad de Málaga, considerada el eje central de comunicaciones de la provincia y uno de los más relevantes de Andalucía, y de Europa, sirviendo de enlace con Gibraltar, de la que dista en línea recta a 60 kilómetros aproximadamente, con países como Marruecos o Argelia, ubicándose a un radio aproximado de 300 kilómetros, así como con los municipios españoles de Ceuta y Melilla.

Por otra parte, resulta imprescindible indicar el extraordinario rol del clima como atractivo turístico, ligado en gran medida a que la configuración de los sistemas montañosos que conforman la Cordillera Penibética ejercen de abrigo a los municipios costeros de la Costa del Sol Occidental de los frentes de bajas presiones que se originan en el Océano Atlántico y que suelen desplazarse en dirección NW-SE.

En consecuencia, y tal y como se ha tratado en el Capítulo 1.1.1, es habitual el registro de altas tasas de insolación anuales, traducidas en más de 300 días de sol al año, un régimen de precipitaciones de tipo estacional aunque especialmente intenso en la estación invernal y otoñal y en una suavidad térmica prolongada de 18°C de media anual que constituyen, en definitiva, unas condiciones idóneas para la prosperidad de la industria del turismo. De este modo, la naturaleza del régimen climático característico de la Costa del Sol Occidental junto con la amplia longitud de la franja costera y la bonanza del clima marítimo, propició la instauración de un modelo turístico de ‘sol y playa’ que, además, experimentó una diversificación hacia otras modalidades, tal como el golf, la salud, el turismo náutico o el hípico entre otros, configurando en conjunto una oferta muy heterogénea capaz de satisfacer a un público muy diverso (Navarro-Jurado, 2005).

La industria de la construcción se hizo eco de este fenómeno, emplazándose en Marbella un entramado urbanístico sumamente complejo cuya expansión experimentó un fuerte incremento durante los años 70 y principios de los 80 fruto de la ausencia de un instrumento de planificación urbanística que aportara cierto raciocinio al modelo de crecimiento, únicamente basado en satisfacer la creciente demanda turística (Malvárez *et al.*, 2000; 2003). El punto de inflexión se produjo con la aprobación del primer Plan General de Ordenación Urbanística de Marbella (en adelante, P.G.O.U) en el año 1986, instrumento en la actualidad vigente dada la declaración de nulo derecho de la versión de dicho plan redactada por el Ayuntamiento de Marbella en el año 2010 mediante sentencia del Tribunal Supremo de Justicia, coincidiendo este proceso con la anulación del P.O.T de la Costa del Sol Occidental por el mismo organismo. Este fenómeno queda evidenciado al consultar la tendencia del número de hogares que registró el municipio de Marbella durante el período comprendido entre los años 1930 y 2001 (Fig. 64).

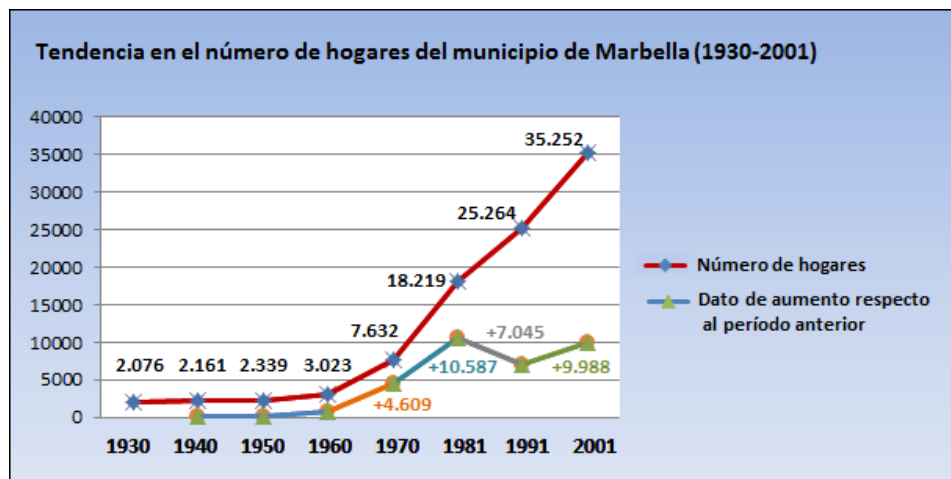


Figura 64. Número de hogares y dato de crecimiento en el municipio de Marbella entre los años 1930 y 2001. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos proporcionados por el I.N.E.

Según refleja la figura adjunta, el número de hogares en la ciudad de Marbella en el año 1950 era de 2.339, apenas 178 viviendas más que las registradas en el año 1940 (2.161), evidenciando así un modelo de crecimiento urbanístico modesto cuya tendencia experimentó un fuerte incremento durante los años 60, fecha en la que el número de hogares aumentó en 4.609 viviendas respecto al dato registrado en los años 50. Sin embargo, dicho proceso fue aún más vertiginoso durante los años 70, mostrándose un crecimiento en 10.587 hogares respecto al período anterior, el máximo dato registrado durante el S. XX. En el período comprendido entre 1981 y 1991, se produjo un incremento en 7.045 hogares, valor ciertamente significativo aunque menor al registrado en el período anterior, probablemente debido a la entrada en vigor del P.G.O.U de Marbella. Finalmente, desde los años 90 hasta el final de siglo se registró un aumento en el número de hogares de magnitud similar al producido durante los años 70, concretamente en 9.988 viviendas, período que coincide con la entrada de D. Gregorio Jesús Gil y Gil en el escenario político de Marbella, siendo nombrado Alcalde del municipio en el año 1991, y con su posterior entrada en prisión en el año 1999 ante los rigurosos casos de especulación urbanística acaecidos en Marbella.

Además de la idoneidad del clima atmosférico y marítimo, y de su estratégica ubicación geográfica, otro de los factores que ha contribuido activamente al éxito del modelo de desarrollo urbanístico implementado en el municipio de Marbella ha sido la naturaleza geomorfológica y litológica del suelo.

La configuración de los sistemas montañosos que conforman la Cordillera Penibética ha sido responsable, además de la recurrente bonanza climática característica, de la limitación del proceso de expansión urbanística desde el litoral hacia el interior, registrándose la concentración de la superficie urbanizada en una estrecha franja que alcanza una anchura máxima de 5 kilómetros en el flanco occidental de la ensenada de Marbella y de apenas 2 kilómetros en el flanco oriental. Sin embargo, uno de los principales atractivos de este territorio reside en las excelentes vistas al mar que ofrece, visualizándose Gibraltar e incluso el norte de África en días de escasa nubosidad o tras la ocurrencia de una tormenta, por lo que cada vez resulta más recurrente la construcción de urbanizaciones en lugares orográficamente mejor posicionados.

En lo relativo a su litología, la franja costera de la ensenada de Marbella se compone de depósitos aluviales en forma de arenas, arcillas y cantos rocosos que datan, en su mayoría, del período Cuaternario (edad < 2,6 M.a). Según revela la fotografía aérea del Vuelo Americano Serie B tomada en el año 1956, la zona de estudio se caracterizaba por albergar un manto eólico de 9 kilómetros de extensión aproximada que se extendía a lo largo de la franja costera comprendida entre la desembocadura de río Real, al este del núcleo urbano de Marbella, y las dunas de Artola o Cabopino, antiguamente conocido según el testimonio de Madoz como Punta de Torre Ladrones, constituyendo éste el único sistema dunar que se conserva en la actualidad en un estado semi-natural debido a su declaración como Monumento Natural en el año 2003.

Los depósitos aluviales se intercalan con arenas, margas, calcarenitas y conglomerados del período Neógeno (5,3-23 M.a) que adquieren una mayor extensión superficial en la sección occidental del municipio. La facilidad que supone construir sobre este tipo de materiales ha derivado finalmente en el mayor volumen de construcciones presentes en la sección occidental respecto a la oriental, compuesta mayoritariamente por pizarras, filitas y neises del período Triásico (200-252 M.a) y el supereón Precámbrico (2.500-4.570 M.a; [I.G.M.E, 2012](#)), confiriendo mayor dureza y compacidad al sustrato. Según indican [Ferre y Ruíz-Sinoga \(1986\)](#), el 95% de las construcciones desarrolladas en el municipio de Marbella fueron emplazadas sobre los depósitos Neógenos, registrándose una mayor densidad de municipios en la sección occidental precisamente por la mayor dimensión superficial de dichos depósitos y por el mayor grado de desarrollo del piedemonte, también denominado glacis.

La implantación de la industria del turismo en la Costa del Sol en los años 60 del S. XX y, especialmente, la rigurosa necesidad de proveer al turismo de elevado poder adquisitivo de todas las comodidades y servicios que pudieran necesitar, derivó a su vez en la construcción de paseos marítimos, espigones y puertos deportivos o Marinas.

Este proceso se llevó a cabo en diferentes etapas. La primera de ellas, de acuerdo con [Malvárez \(2012\)](#), consistió en la construcción de paseos marítimos sobre dunas embrionarias y depósitos de playa, sustentadas este tipo de actuaciones en un modelo de planificación territorial basado en garantizar el acceso público a la costa, prevista según el Título 1 de la [Ley 28/1969, de 26 de abril](#), sobre costas, como bien de Dominio Público Marítimo-Terrestre. Según Malvárez, la construcción de tales infraestructuras generó un importante déficit de sedimentos provocado por la anulación del mecanismo de alimentación sedimentaria natural que los mantos eólicos ejercen hacia las playas, lo cual derivó en que el oleaje llegase a impactar contra el muro de los paseos marítimos durante los episodios de tormentas y se registraran, en consecuencia, intensos fenómenos de reflexión del oleaje responsables de la retirada de sedimentos y su posterior depósito en niveles profundos situados más allá del nivel de base del oleaje.

Los sedimentos retirados eran difícilmente repuestos en las playas debido a que el régimen de oleaje característico de la ensenada de Marbella en época de bonanza meteorológica, de corto período y baja altura, no es lo suficientemente energético como para ejercer el transporte longitudinal de grandes volúmenes de sedimentos y, por otra parte, la morfología estrecha y escarpada de la plataforma continental dificulta el transporte perpendicular de sedimentos hacia la costa ([Guisado-Pintado et al., 2013](#)).

A fin de establecer una célula de transporte longitudinal que sirviera de mecanismo de alimentación sedimentaria a las playas, la segunda fase consistió en la construcción de espigones largos en dirección normal a la línea de costa, los cuales resultaron eficaces para inducir el depósito de los sedimentos transportados bidireccionalmente en sentido W-E-W por la deriva litoral pero no para evitar el transporte perpendicular de sedimentos hacia cotas batimétricas más profundas.

Tales actuaciones condujeron a la implantación de espigones tipo ‘cabeza de martillo’ junto a otros más pequeños de ‘punta redonda’, compuestos por una infraestructura paralela a la línea de costa al término de la principal a fin de servir de barrera contra la retirada de sedimentos mar adentro e inducir a que éstos quedasen nuevamente a merced de la dinámica del oleaje constructivo. Dada la bidireccionalidad de la deriva litoral y del régimen de oleaje, la construcción de este tipo de espigones generó el efecto opuesto, es decir, el depósito de sedimentos en el margen opuesto del espigón y el aumento de las tasas de erosión aguas abajo de la deriva litoral. Un efecto colateral ligado a este fenómeno fueron los recurrentes episodios de sedimentación que se registraron a la entrada de los puertos pesqueros y deportivos. La primera infraestructura portuaria de los municipios costeros que integran la comarca occidental de la Costa del Sol fue el puerto pesquero de Marbella, posterior Puerto Deportivo de Marina La Bajadilla, construido en el año 1955, seguido de las Marinas de Fuengirola en el año 1970, de Estepona en 1977 y de Cabopino en el año 1978. Ante la ineficacia de los espigones como mecanismo de regulación de la dinámica sedimentaria, la mayoría de ellos fueron retirados en los años 90 y sustituidos, en algunos casos, por espigones de doble ángulo que evitaban los procesos de socave en su cabecera y la subsecuente sedimentación en la entrada de las Marinas.

En un contexto en el que la mayoría de las playas de la ensenada de Marbella experimentaron procesos severos de erosión, la tercera fase consistió en la regeneración artificial de las playas, una medida correctora cuya financiación es competencia de la Administración General del Estado, siendo habitualmente ejecutada por el Ayuntamiento del municipio costero competente. Este tipo de actuaciones se justificaron en lo establecido en el artículo 2 de la [Ley 22/1988, de 28 de julio](#), de Costas, por el que constituía una premisa esencial el “*asegurar la integridad y adecuada conservación del Dominio Público Marítimo-Terrestre* (las playas, entre otros), *adoptando las medidas de protección y restauración necesarias y, cuando proceda, de adaptación, teniendo en cuenta los efectos del cambio climático*”.

La fuente de los sedimentos que sirven de aporte artificial a las playas es muy diversa y constituye, probablemente, el dato menos conocido que concierne a este tipo de actuaciones. Una de las más habituales son los depósitos *offshore*, es decir, volúmenes de sedimento, generalmente cuantiosos, que han quedado depositados más allá del nivel de base del oleaje posiblemente por la creación de potentes células de transporte perpendicular a la costa inducidas por la artificialización de la línea de costa, siendo dichos sedimentos extraídos mediante dragados y posteriormente reubicados en las playas mediante tuberías y el empleo de maquinaria pesada.

En el caso de Marbella, la gruesa granulometría de estos sedimentos, junto con la amplia presencia de calizas procedentes de S. Blanca, dio lugar a playas fuertemente consolidadas capaces de sobreponerse a la ocurrencia de episodios de tormentas ([Malvárez, 2012](#)). Sin embargo, las playas del municipio de Marbella han sido objeto de medidas menos acertadas en cuanto a la elección de la fuente de aporte sedimentario.

Según revela la citada fuente, otra de las actuaciones llevadas a cabo consistió en la extracción de sedimentos procedentes de la desembocadura del río Guadalhorce en Málaga, compuestos por partículas arcillosas y limosas de granulometría fina, generando sorpresivamente playas muy vulnerables a la ocurrencia de eventos tormentosos. La búsqueda de soluciones a esta problemática derivó en la aplicación de medidas con un elevado nivel de desacierto, tal como la regeneración de las playas mediante sedimentos de cantera ricos en talco, extremadamente sensibles a la incidencia del viento y el oleaje, o mediante sedimentos abundantes en conchuela, generando consecuentemente playas poco atractivas para el turismo.

La inclusión de grandes volúmenes de sedimentos en las playas, los cuales serían mayoritariamente transportados hasta la zona intermareal por la acción del oleaje, produjo el aumento de la extensión de la zona de asomeramiento, fenómeno responsable del aumento en la altura del oleaje, la ralentización de la velocidad de grupo de las olas y la disminución de la longitud de onda. Como resultado, se registró la formación de un régimen de oleaje característico de la zona de asomeramiento (*shoaling waves*) cuya velocidad orbital aumenta a medida que se desplaza hacia la costa (Masselink *et al.*, 2006), dando lugar a una asimetría conocida en inglés como ‘*wave skewness*’ responsable de la creación de una célula de transporte de sedimento en dirección normal a la costa cuya velocidad aumenta progresivamente hasta alcanzar la zona de rotura del oleaje (Osborne y Greenwood, 1992a; 1992b). La consecuencia última de este fenómeno ha sido la creación de una célula de transporte muy activa por la cual el sedimento de las playas de Marbella es rápidamente retirado durante eventos de tormentas, lo cual requiere de recurrentes regeneraciones artificiales de las playas.

Este tipo de actuaciones resultan sumamente costosas en términos económicos, más si cabe cuando han de repetirse cada año ante la distorsión hidrodinámica inducida y el desacierto en la elección de las fuentes de aporte. Como resultado, la Administración del Estado invierte cuantiosas partidas económicas en intentar conservar el buen estado sedimentario de las playas de Marbella, uno de los principales activos del modelo turístico de ‘sol y playa’, lo cual queda evidenciado a la vista de los datos cuantitativos en euros (€) correspondientes al período 2004-2009 (Tabla 7) facilitados por el M.A.G.R.A.M.A.

De acuerdo con las actuaciones reflejadas en la tabla 7, la playa de La Fontanilla, situada al oeste del puerto deportivo de Marbella, es la que suele requerir la mayor inversión económica, registrando una cuantía en el período 2004-2009 (a excepción del año 2007 por ausencia de datos) de 474.000 €. El origen del sedimento que ha servido de aporte ha procedido mayoritariamente de las playas colindantes, lo cual reduce significativamente el gasto anual invertido en este tipo de actuaciones en comparación con el dragado. Además es conveniente apuntar que se tratan de actuaciones muy recurrentes que se llevan a cabo, como mínimo, cada año, aumentando su afluencia en función de los episodios de tormentas que inciden sobre el municipio de Marbella, en contraposición con otros casos, como las costas atlánticas, en las que se realizan potentes actuaciones de regeneración artificial pero más prolongadas en el tiempo.

Año/playa	Volumen (m3)	Origen del sedimento	Importe (€)
Año 2004			
La Venus	5.000	Dragado	25.000
Artola	15.000	Dragado	75.000
La Fontanilla	35.000	Dragado	175.000
Año 2005			
San Pedro	13.000	Playas colindantes	27.000
La Bajadilla	5.500	Playas colindantes	15.000
La Fontanilla	8.300	Playas colindantes	25.000
Año 2006			
La Bajadilla	12.500	Playas colindantes	38.000
La Fontanilla	52.500	Playas colindantes	158.000
Casablanca	19.000	Playas colindantes	57.000
Año 2008			
La Fontanilla	12.500	Playas colindantes	38.000
Nuevo Reino	25.000	Playas colindantes	75.000
Año 2009			
La Fontanilla	26.000	Playas colindantes	78.000
San Pedro	10.000	Playas colindantes	30.000

Tabla 7. Cuantía económica (en €) invertida por la Administración del Estado en la regeneración artificial de las playas de Marbella en el período 2004-2009.

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos económicos facilitados por el M.A.G.R.A.M.A.

El gasto referido en la tabla 7 puede parecer contenido, sin embargo la reducción de costes por la cercanía de la fuente de aportes es realmente efectiva. Existen otro tipo de casos, como por ejemplo las playas de La Victoria y de Santa María en Cádiz, en las que se llevó a cabo en el año 2015, según datos extraídos del M.A.G.R.A.M.A, el vertido de un volumen aproximado de sedimentos de 100.000 m³ procedentes del Placer de Meca-Barbate (distante a más de 30 Km.), proceso que supuso un coste de 1.379.000 millones de euros. Nótese la diferencia volumétrica y la distancia de la fuente de captación de los sedimentos respecto al caso de las playas de Marbella.

En definitiva, el último cuarto del S. XX mostró un escenario significativamente artificializado en forma de urbanizaciones, tal y cómo se aprecia en la figura 65, extrapolado además a la costa, con amplia presencia de puertos deportivos y menor proporción de espigones que en los años 70 fruto del fracaso en su implementación.

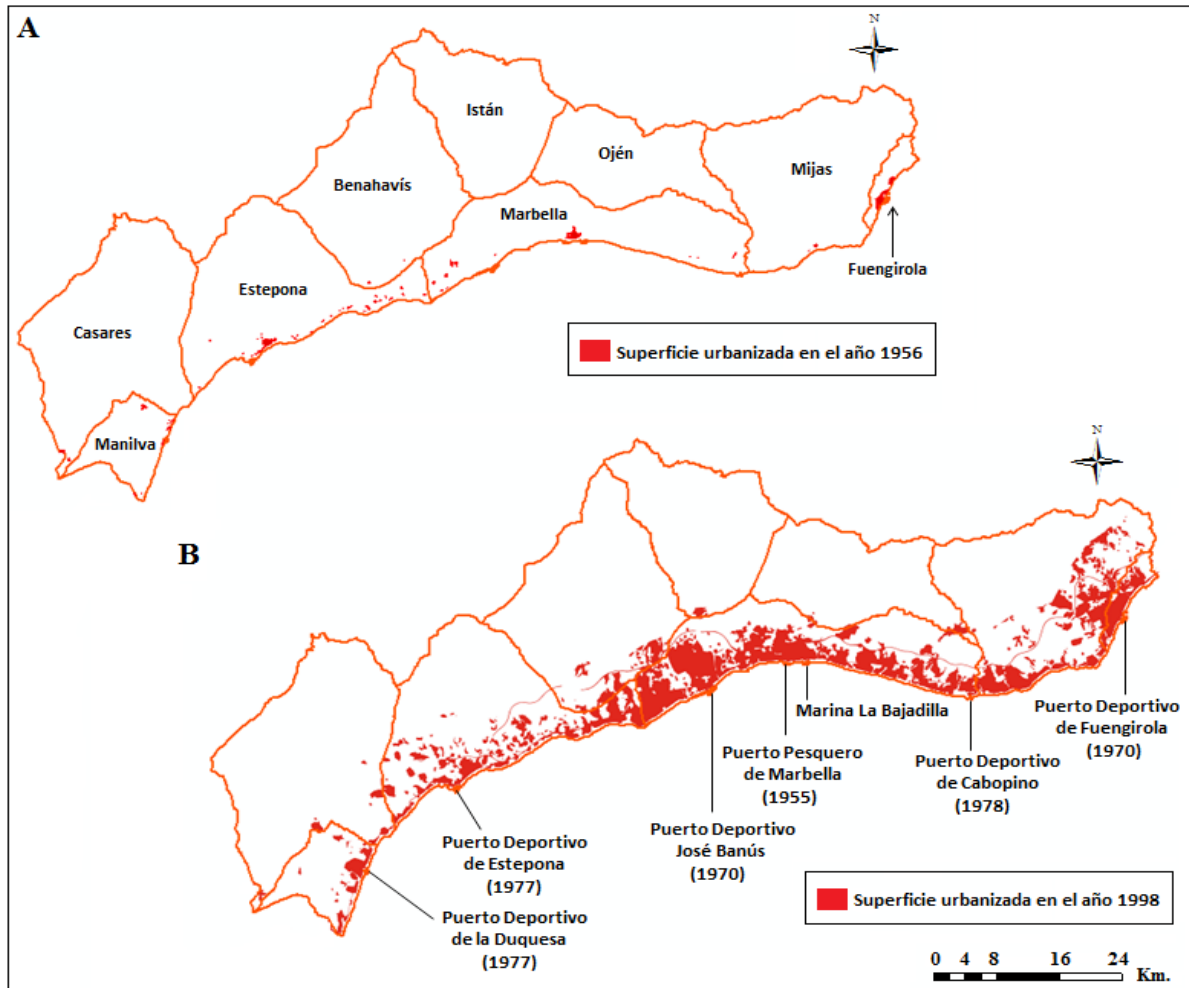


Figura 65. Evolución de la superficie urbanizada de los municipios que integran la comarca occidental de la Costa del Sol entre los años 1956 y 1998. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos de superficie urbanizada en ambos años, accesibles a través de la Red de Información Ambiental de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía (en adelante REDIAM).

Origen de las grandes actuaciones hidráulicas en el área de estudio

Breve introducción al estado de la cuestión en el área de estudio

Como resultado del crecimiento urbanístico y demográfico asociado al fenómeno turístico, y de la instalación de numerosos campos de golf en las desembocaduras de los principales ríos y arroyos, resultó necesario el desarrollo de actuaciones orientadas a la obtención del máximo beneficio hídrico de las cuencas hidrográficas vertientes a la ensenada de Marbella. Las obras de ingeniería hidráulica proyectadas a pequeña escala en los principales cauces fluviales del área de estudio durante el S. XIX (Fig. 62) no disponían de la suficiente capacidad como para satisfacer semejante demanda, por lo que se estimó prioritario idear un modelo de aprovechamiento más ambicioso, en este caso a través de embalses y presas de entidad capaces de albergar un mayor volumen de almacenamiento.

A principios del S. XX España se encontraba plenamente asentada en un período de auge en la construcción, de forma masiva y generalizada, de infraestructuras hidráulicas destinadas a la obtención del máximo volumen de recursos hídricos posible, definiendo fehacientemente un período conocido como ‘regeneracionismo hidráulico’.

Este proceso tuvo su origen en una cuestión económica, fundamentada en la gran crisis agraria que asoló el país en el año 1880, y social, dado que el desarrollo de actuaciones para ejercer el control sobre el uso del agua fue inicialmente orientada a aumentar la ilusión social por alcanzar la recuperación económica (García y Ortí, 1984). En este contexto, la demanda de agua comenzó a aumentar exponencialmente debido a la conjunción de un álgido proceso de industrialización junto con la modernización agraria y el aumento de los procesos de urbanización, asociado este último al desplazamiento de la población desde las áreas rurales a los grandes núcleos urbanos.

Durante la fase de desarrollo urbanístico más activa acontecida en Marbella, se proyectó el desarrollo de una infraestructura hidráulica que se perfilaría posteriormente como la más relevante en términos hídricos de la Costa del Sol Occidental, el embalse de La Concepción, construido en el año 1971 en el cauce del río Verde, a escasos metros al norte de la Presa de El Ángel de 1882. Se trata de un embalse con una superficie total de 214 Ha., 34,5 metros de profundidad máxima y una capacidad de almacenamiento de 57 hm³, ampliable a 63 hm³ en episodios de gran pluviosidad (Martín-Pérez *et al.*, 2013). El principal uso al que se destinan los recursos hídricos que alberga es la satisfacción del consumo del municipio de Marbella y de gran parte de las localidades costeras que conforman la comarca occidental de la Costa del Sol, destinándose además a la laminación de avenidas durante episodios meteorológicos especialmente pluviosos. Dada la extrema importancia de este embalse en el contexto hídrico de la comarca, su capacidad suele mantenerse constantemente por encima del 80% (> 55 hm³), lo cual se consigue gracias a un sofisticado sistema de trasvase construido en el año 1995 que sirve de conexión entre éste y los reservorios de menor capacidad que fueron emplazados en los ríos Guadalmanza, Guadalmina y Guadaiza durante el S. XIX.

Contextualización del marco actual sobre la gestión de recursos hídricos (y potencialmente sedimentarios) desde una perspectiva general

El aprovechamiento de los recursos hídricos a escala global ha constituido, y constituye en la actualidad, un ámbito de suma complejidad que se encuentra sometido a un amplio abanico de conflictos de naturaleza política, institucional, territorial y, como es lógico, entre los usuarios finales del agua. La tensión que suscita su explotación se encuentra además sobredimensionada por su extraordinaria indispensabilidad para el desarrollo de la vida, el interés económico ligado a su aprovechamiento y su escasez, dada su inherente dependencia de los fenómenos de precipitaciones, cuya ocurrencia se encuentra cada vez sometida a mayores oscilaciones según revela la tendencia actual de Cambio Climático.

La fuente de conflictos que concierne al agua como recurso ha constituido una de las razones principales por las que un gran número de expertos en el campo de la gestión de los recursos hídricos han demandado una estrategia de manejo integral, fundamentada en la preservación de la calidad de las masas de agua continentales y en asegurar un estado saludable de los ecosistemas acuáticos (Barea, 2005).

De acuerdo con White (1998), la gestión de los recursos hídricos a lo largo del S. XX experimentó globalmente tres etapas evolutivas. La primera de ellas comenzó a principios de siglo con la producción de energía hidráulica en cauces fluviales a través de molinos y mediante la construcción masiva de embalses y presas a fin de garantizar el suministro de agua a los grandes núcleos urbanos. La segunda etapa tuvo lugar durante los años 30, período en el que la construcción de embalses continuó, no únicamente con vistas a la obtención de aprovechamiento hídrico, sino proporcionando además un mayor protagonismo a la producción de energía hidroeléctrica, lo cual sirvió de aliciente para el desarrollo de núcleos urbanos cada vez más extensos y el aumento del bienestar social. La tercera etapa tuvo lugar en la década de los 60, caracterizada por una mayor concienciación sobre los efectos adversos, en términos sociales y ambientales, que derivaban de la masiva intervención de los cauces fluviales mediante obras de ingeniería hidráulica, efectos que continúan constituyendo en la actualidad una seria problemática con evidentes repercusiones sedimentarias, ambientales y también económicas.

Quizás, una de las principales dificultades que plantea la gestión de recursos hídricos es que no concierne únicamente al agua como recurso, sino que implica además a una amplia variedad de actividades económicas intrínsecamente relacionadas con su aprovechamiento, como son la agricultura, la industria o el sector energético entre otros. De este modo, un modelo de gestión eficiente del agua debería considerar las necesidades de los diferentes actores sociales implicados en su consumo y aprovechamiento, debiéndose integrar igualmente en las políticas de ordenación del territorio (Biswas, 2004; Sánchez-Martínez *et al.*, 2011).

En respuesta a semejante necesidad surgió el concepto de ‘Gestión Integrada de los Recursos Hídricos’ (en adelante G.I.R.H), una visión holística que, si bien ya fue parcialmente considerada en la primera Conferencia Global en Mar de Plata (Argentina) en el año 1977, fue debatida y desarrollada en profundidad con la aprobación de la Agenda 21 y en la Cumbre Mundial sobre Desarrollo Sostenible de Río de Janeiro (Brasil) en el año 1992 (Hassing *et al.*, 2009).

La definición más aceptada de este concepto es la formulada por la Asociación Mundial para el Agua (*Global Water Partnership*, en adelante *G.W.P*), organización encargada de contribuir a la gestión sostenible de los recursos hídricos, definiendo textualmente dicho concepto como “*el proceso que promueve la gestión y el desarrollo coordinados del agua, el suelo y otros recursos relacionados, con el fin de maximizar los resultados económicos y el bienestar social de forma equitativa sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas vitales*”.

Identificando la sedimentación de los embalses como una problemática global, el Consejo Intergubernamental de la *U.N.E.S.C.O* lanzó la Iniciativa Internacional de Sedimentos (*International Sediment Initiative, I.S.I*), fundamentada en la gran relevancia socioeconómica y ambiental que presenta el estudio de los procesos de erosión y sedimentación a escala de cuenca hidrográfica y de embalse respectivamente ([U.N.E.S.C.O, 2010](#)). Según revelan las previsiones mundiales ofrecidas por dicha organización para las próximas décadas, más del 50% de la capacidad de almacenamiento hídrico de los embalses podría verse reducida por esta causa, proceso directamente ligado a nuevos cambios sustanciales en los usos del suelo, lo cual plantea un escenario en el que, tanto el desarrollo de estudios sedimentarios en cuencas hidrográficas como la gestión de los sedimentos retenidos en los embalses, debe ser abordada en mayor profundidad.

Con todo ello, se presenta en las siguientes líneas, de forma sucinta, cuál ha sido la dirección de la política hidráulica implementada en España a principios del S. XX, la cual supuso el origen de los grandes embalses de España, para identificar posteriormente a los actores implicados en su gestión y el marco normativo aplicable. Tras ello, se intentará dar respuesta al paradigma de la gestión de los sedimentos a escala local, centralizando la atención sobre el embalse de La Concepción en Marbella, caracterizando en primer lugar la naturaleza de la problemática de la sedimentación de los embalses e identificando posteriormente en la sección de resultados qué procedimientos se podrían seguir y quiénes serían los órganos competentes implicados en su ejecución.

Política hidráulica en España a principios del Siglo XX: Origen de las grandes obras de ingeniería hidráulica y del marco normativo actual en materia de gestión de recursos hídricos

Tal y como se ha introducido en líneas anteriores, el desarrollo de las grandes obras hidráulicas en España, principalmente en forma de embalses y presas, experimentó su mayor auge a principios del S. XX. No obstante, la política hidráulica en España comenzó a finales del S. XIX como un proceso estrictamente privado, liderado por la sociedad burguesa a fin de obtener el máximo beneficio económico mediante la explotación del agua. El Estado, que hasta entonces había ejercido una política económica liberal facilitando la gestión privada de los recursos hídricos, comenzó a asumir las riendas de la política hidráulica a principios del S. XX mediante la formulación de la *Ley ‘Gasset’ de 7 de julio de 1911*, sobre construcción de obras hidráulicas con destino a riegos y defensas y encauzamientos de las corrientes, también conocida como Ley para grandes regadíos.

Dicho instrumento normativo supuso un punto de inflexión, pues constituyó la vía por la que el Estado asumió, de una parte, el control sobre el estudio y ejecución de obras hidráulicas, demostrando con ello un claro sesgo económico y, por otro lado, sobre todas aquellas actuaciones a llevar a cabo a escala de cuenca hidrográfica, tal es el caso de las repoblaciones forestales, cuyo estudio de viabilidad junto con el concerniente a la práctica agrícola más conveniente según la zona de regadío eran de obligado cumplimiento ([Gómez-Ayau, 1953](#)).

La consolidación de la figura de cuenca hidrográfica como unidad de gestión y su consideración como elemento de planificación se produjo con la formulación del [Real Decreto de 5 de marzo de 1926](#), por la que se crearon las Confederaciones Sindicales Hidrográficas, posteriormente resumidas en Confederaciones Hidrográficas. Se trataban de organismos autónomos adscritos al Estado cuyo objetivo era el desarrollo de actuaciones hidráulicas a escala de cuenca hidrográfica a fin de potenciar el cultivo del regadío y el sector industrial hidroeléctrico, además de evitar la aparición de conflictos, siendo el fin último el de contribuir al desarrollo económico del país en su conjunto ([Mateu-González, 2002](#)). En este momento, el instrumento legislativo vigente en materia de gestión de recursos hídricos en España era la [Ley de 13 de junio de 1879](#), sobre la propiedad, uso y aprovechamiento de aguas, sirviendo de antecedente la [Ley de 3 de agosto de 1866](#), sobre el dominio, uso y aprovechamiento de aguas. De acuerdo con [Abellán \(2014\)](#), fue una ley que abordó la gestión de recursos hídricos desde una perspectiva generalista aunque intencionada hacia la contextualización del agua como recurso de interés público y no como fuente privada de beneficio económico. Una de las principales novedades que incluyó dicha ley respecto a la anterior de 1866 fue la contextualización de las masas de agua continentales como elementos de gestión independiente de las masas de agua marinas, pasando éstas a regularse mediante la Ley de Puertos de 1880.

La primera Confederación Hidrográfica que se creó fue la del Ebro, incluida en la formulación del citado Real Decreto de 1926, constituyendo en la actualidad la cuenca hidrográfica con mayor presencia de presas, concretamente 75 de titularidad estatal y 224 gestionadas por terceros según los datos estadísticos extraídos del Inventario *online* de Presas y Embalses de España, desarrollado por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Tras ella se crearon, en orden cronológico, las confederaciones hidrográficas del Tajo (Real Decreto de 5 de marzo de 1926), Segura (Real Decreto-Ley de 23 de agosto de 1926), constituyéndose definitivamente el 5 de diciembre de 1927, Duero (Real Decreto-Ley de 22 de junio de 1927), Guadalquivir (Real Decreto-Ley de 22 de septiembre de 1927), Júcar (Decreto de 26 de junio de 1934), estableciéndose finalmente en el mes de julio de 1935, Guadiana (Decreto de 20 de febrero de 1953), Sur (Decreto 15/1960, de 14 de enero), la cual pasaría a ser gestionada por la ya desaparecida Agencia Andaluza del Agua (2005-2011) y, finalmente, la Confederación Hidrográfica del Norte (Real Decreto 480/61, de 16 de marzo de 1961), posteriormente dividida en las Demarcaciones Hidrográficas del Miño-Limia y del Cantábrico Oriental mediante el Real Decreto 125/2007, de 2 de febrero.

Las atribuciones de tales organismos de cuenca se recogieron en el Artículo 21 de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas, la cual sucedió a la anterior Ley de Aguas del año 1879, sin lugar a dudas la ley más longeva en lo que respecta a la gestión de recursos hídricos en España.

Según la ley de 1985, las Confederaciones Hidrográficas eran responsables de 1) formular los oportunos Planes Hidrológicos, 2) administrar y controlar el Dominio Público Hidráulico y los aprovechamientos de interés general o que pudieran afectar a más de una Comunidad Autónoma y 3) proyectar, construir y explotar las obras encomendadas por el Estado y aquellas cuya proyección fuera fruto de la formulación de convenios entre Comunidades Autónomas, Corporaciones Locales u otras Entidades públicas o privadas. Más adelante, dado el nuevo reto que exigía la gestión del agua al comienzo del Siglo XXI, y en concordancia además con la integración de España en la Unión Europea (según el Tratado de Adhesión de España a la U.E, el día 1 de enero de 1986), se formuló la Ley 46/1999, de 13 de diciembre, por la que se modificó la anterior Ley de Aguas de 1985. Esta ley supuso, aunque de forma discreta, la pionera incorporación de la regulación del régimen jurídico de las obras hidráulicas en el derecho de aguas y, por tanto, en el ordenamiento jurídico español.

Marco Normativo y Competencial actual sobre la gestión de recursos hídricos (y potencialmente sedimentarios) en embalses situados en cuencas hidrográficas intracomunitarias. El caso de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas

Las confederaciones hidrográficas se encuentran adscritas a la Secretaría de Estado de Medio Ambiente, un organismo estatal responsable de la definición, propuesta y ejecución de las políticas del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente en materia de gestión del Dominio Público Hidráulico (en adelante, D.P.H) según lo estipulado en la Directiva Marco de Agua, la cual será abordada más adelante. Por su parte, la Dirección General del Agua, adscrita a la citada Secretaría, es la encargada de la elaboración, seguimiento y revisión del Plan Hidrológico Nacional, así como de la coordinación de otras herramientas sectoriales o de ámbito regional que pudieran afectar a la planificación hidrológica.

En cuanto a la gestión del D.P.H, es responsabilidad de dicho órgano la colección de datos hidrológicos y de calidad de aguas que permitan obtener un mayor conocimiento sobre el estado de los recursos naturales, de las infraestructuras y del D.P.H.

La Dirección General del Agua se encuentra configurada internamente por cuatro Subdirecciones, de las que únicamente dos son las competentes en materia de gestión hídrica; la Subdirección General de Infraestructuras y Tecnología y la Subdirección General de Gestión Integrada del Dominio Público Hidráulico, véase la inclusión del término ‘integrada’ en su título como indicativo de la filosofía adoptada. En materia de gestión de los recursos hídricos de un embalse, la primera de ellas es la que dispone de un mayor abanico de competencias, orientadas en su mayoría a la realización y supervisión de obras de explotación, control y conservación del D.P.H y de las infraestructuras hidráulicas en términos estructurales, así como a la realización de inspecciones en materia de seguridad de embalses y presas y la elaboración de recomendaciones técnicas relacionadas con la seguridad en la construcción, explotación y mantenimiento de las infraestructuras hidráulicas.

Las competencias de la Subdirección General de Gestión Integrada del Dominio Público Hidráulico, por su parte, se hallan orientadas hacia la consecución del buen estado de conservación de los recursos hídricos y del D.P.H, relacionadas en términos generales con la obtención de adecuados índices de calidad de las masas de agua continentales superficiales y subterráneas, el ejercicio de control sobre los posibles vertidos que pudieran producirse y la aplicación de diversos procedimientos relacionados con la emisión de autorizaciones y concesiones sobre el uso del agua.

En el año 2004 se produjo, mediante la aprobación del [Real Decreto 2130/2004, de 29 de octubre](#), el traspaso de las funciones sobre el aprovechamiento de recursos hidráulicos en cuencas hidrográficas intracomunitarias por parte de la Administración General del Estado a las Comunidades Autónomas, siendo el actual órgano competente en nuestro caso de estudio la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía. La justificación a tal actuación se amparó en lo establecido en el artículo 148.1 de la [Constitución Española](#), dado que en sus disposiciones cuarta y décima atribuye a la Comunidad Autónoma la plena competencia sobre el aprovechamiento hidráulico de interés autonómico, es decir, de todas aquellas masas de agua continentales que no discurren a través de diferentes autonomías, en cuyo caso el Estado es el órgano responsable de asumir las competencias en materia de legislación, ordenación y concesión de recursos y aprovechamientos hidráulicos, cumpliendo además con lo estipulado en las disposiciones vigésimo segunda y vigésimo cuarta del artículo 149.1 de la Constitución Española. De igual forma, el Estatuto de Autonomía para Andalucía, aprobado por la [Ley Orgánica 6/1981, de 30 de diciembre](#), ratifica en sus artículos 13.9 y 13.12 que el desarrollo de actuaciones de índole hidráulica es competencia de la Comunidad Autónoma de Andalucía siempre y cuando los recursos hídricos, tanto superficiales como subterráneos, se hallen dentro de los límites geográficos del territorio andaluz y no se encuentren calificados como de interés general del Estado.

Tras la transferencia de funciones, la entonces Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía creó el día 1 de enero de 2005 la Agencia Andaluza del Agua, un organismo autónomo encargado de ejercer las funciones correspondientes a la Junta de Andalucía en materia de aguas. Las cuencas hidrográficas andaluzas fueron divididas en dos categorías: la mediterránea y la atlántica andaluza, ambas gestionadas por su respectiva Dirección General. La Agencia Andaluza del Agua desapareció en el año 2011 tras la reestructuración del Organigrama de la Junta de Andalucía, de modo que la gestión y planificación de los recursos hídricos pasó a ser competencia de la entonces Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente.

En la actualidad, la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio deriva ciertas competencias en materia de agua y medio ambiente a la Agencia de Medio Ambiente y Agua, una entidad pública empresarial que, lejos de sustituir a la antigua Agencia Andaluza del Agua, presta servicios más tendentes hacia la conservación de espacios naturales y la obtención de adecuados índices de calidad ambiental que hacia la gestión de los recursos hídricos.

La necesidad de definir el marco geográfico de gestión de las cuencas hidrográficas y de los recursos hídricos que contenían dio pie al desarrollo del concepto de Demarcación Hidrográfica, término definido en la D.M.A, la cual supuso un hito en el contexto de la gestión de los recursos hídricos dado que diseñó un marco comunitario de actuación pionero en el ámbito de la política de aguas. El apartado 15 del artículo 2 de la D.M.A se define el término de Demarcación Hidrográfica como *“la zona marina y terrestre compuesta por una o varias cuencas hidrográficas vecinas y las aguas subterráneas y costeras asociadas”*. El apartado 1 del artículo 3, por su parte, insta a los Estados miembros a ordenar las cuencas hidrográficas presentes en su territorio bajo Demarcaciones Hidrográficas, constituyendo por tanto un término estrictamente geográfico que delimita el marco de gestión de las Confederaciones Hidrográficas.

El ámbito territorial de las Demarcaciones Hidrográficas fue encomendado a la Administración del Estado según lo expresado en el apartado 5 del artículo 16 bis del Texto Refundido de la Ley de Aguas, aprobado por [Real Decreto-Ley 1/2001, de 20 de julio](#), según refleja literalmente el siguiente fragmento: *“El Gobierno, por Real Decreto, oídas las Comunidades Autónomas, fijará el ámbito territorial de cada Demarcación Hidrográfica, que será coincidente con el de su plan hidrológico”*. Su aprobación derogó la anterior Ley de Aguas de 1985 y su posterior modificación en el año 1999, con la intención de adaptar el marco institucional de la gestión de los recursos hídricos en España a las pautas estipuladas en la D.M.A, las cuales fueron finalmente incorporadas al derecho español a través de la [Ley 62/2003, de 30 de diciembre](#), de medidas fiscales, administrativas y del orden social.

Es preciso recordar nuevamente que la Administración General del Estado cedió la gestión y aprovechamiento de recursos hídricos de cuencas hidrográficas intracomunitarias a las Comunidades Autónomas, es decir, aquellas cuya frontera no abarcase más de una autonomía o país. De este modo se procedió, en primer lugar, a definir el marco territorial de las Demarcaciones Hidrográficas en el ámbito de las competencias estatales, es decir, las demarcaciones con cuencas intercomunitarias situadas en territorio español y la parte española de las cuencas hidrográficas compartidas con otros países, en este caso con Portugal, Marruecos, Francia y Andorra, aprobándose a este fin el [Real Decreto 125/2007, de 2 de febrero](#).

El ámbito territorial de las Demarcaciones Hidrográficas de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas, del Guadalete y Barbate y del Tinto, Odiel y Piedras fue delimitado mediante el [Decreto 357/2009, de 20 de octubre](#). Respecto al marco geográfico de la Cuenca Mediterránea Andaluza, el citado Decreto establece textualmente que ésta *“comprende el territorio de las cuencas hidrográficas que vierten al mar Mediterráneo entre el límite de los términos municipales de Tarifa y Algeciras y la desembocadura del río Almanzora, incluida la cuenca de este último río y la cuenca endorreica de Zafarraya, y quedando excluida la de la rambla de Canales, incluyéndose además las aguas de transición asociada a las anteriores”*.

Una vez contextualizado el marco normativo e institucional sobre la gestión de recursos hídricos en las Cuencas Mediterráneas Andaluzas dentro del panorama hidrológico nacional, se procede a continuación a profundizar sobre los instrumentos normativos e instituciones competentes encargadas de regular posibles actuaciones en materia de gestión hídrica y de los sedimentos retenidos en aquellos embalses emplazados en las cuencas intracomunitarias de la Comunidad Autónoma de Andalucía.

La Secretaría General de Medio Ambiente y Cambio Climático, adscrita a la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, constituye el órgano, con rango de Viceconsejería, encargado de la coordinación de políticas sobre medio ambiente y agua, según lo establecido en el artículo 28 de la [Ley 9/2007, de 22 de octubre](#), de la Administración de la Junta de Andalucía.

En lo que concierne al contexto de la gestión de recursos hídricos, dicho órgano se compone de dos Direcciones Generales, la de Planificación y Gestión del Dominio Público Hidráulico y la de Infraestructuras y Explotación del Agua (Fig. 104). De acuerdo con el artículo 30 de la citada Ley, la Dirección General de Planificación y Gestión del Dominio Público Hidráulico es competente, en síntesis, 1) de la elaboración, seguimiento y revisión de la planificación hidrológica de las cuencas intracomunitarias, 2) de la planificación, ordenación y regulación de los servicios de abastecimiento de agua, depuración de aguas residuales, prevención de avenidas e inundaciones y 3) de ejercer el control en materia de deslindes y vigilancia sobre posibles vertidos que pudieran comprometer la calidad del medio hídrico, entre otros.

En lo que concierne a la gestión de embalses y presas, la Dirección General de Infraestructuras y Explotación del Agua es el órgano que dispone de plena competencia, si bien mantiene una estrecha sintonía con la anterior al ser responsable de la planificación, programación, aprobación y seguimiento de los proyectos derivados de la planificación hidrológica. De este modo, recae sobre esta Dirección General la planificación, programación, supervisión y seguimiento de la explotación, mantenimiento y conservación de las obras hidráulicas, así como la coordinación de desembalses y la elaboración de propuestas en eventos puntuales de emergencias y de sequía.

Además de lo expuesto, una de las responsabilidades más interesantes que desempeña dicho órgano al objeto del presente estudio es la aprobación de la documentación relativa a la explotación y seguridad de presas, embalses y balsas de agua, previéndose relevante investigar si los procesos de sedimentación de un embalse son previstos, en su caso, como un asunto de seguridad más que desde una perspectiva medioambiental.

El instrumento que regula las normas de seguridad de las presas y embalses es el [Real Decreto 9/2008, de 11 de enero](#), por el que se modificó el Reglamento del D.P.H. aprobado por el [Real Decreto 849/1986, de 11 de abril](#). En su justificación de motivos, no se alude en ningún caso a la colmatación de un embalse como agente capaz de comprometer la seguridad de las infraestructuras hidráulicas.

En cuanto al régimen de competencias, el artículo 360 del citado Real Decreto indica nuevamente que la administración responsable de la aplicación de este tipo de medidas es la Comunidad Autónoma al tratarse de una cuenca intracomunitaria sin interés general para el Estado. Uno de los aspectos más relevantes se recoge en el artículo 364.1, por el que se establece un conjunto de normas técnicas de seguridad de presas y embalses que deberán ser aprobadas mediante Real Decreto, previo informe de la Comisión Técnica de Seguridad de Presas y de la Comisión de Normas para Grandes Presas, entendiéndose como criterio básico para determinar las exigencias de seguridad el riesgo potencial que pueda derivarse de la rotura o el funcionamiento incorrecto de la infraestructura hidráulica.

Dado que los procesos de sedimentación de embalses han constituido una causa tradicional de pérdida de rendimiento y, en algunos casos como el del embalse de la Cordobilla al sur de la provincia de Córdoba, los procesos de colmatación han llegado a causar el cese de su actividad, se prevé conveniente atender resumidamente a tales normas técnicas a fin de indagar sobre la existencia de posibles medidas de gestión del sedimento retenido en los embalses, si bien se encuentran actualmente (año 2017) en fase de borrador tras la última consulta pública, realizada en el año 2011.

De acuerdo con el artículo 364.3, deben aprobarse tres normas técnicas:

- Norma Técnica de Seguridad para la clasificación de las presas y para la elaboración e implantación de los planes de emergencia de presas y embalses.
- Norma Técnica de Seguridad para el proyecto, construcción y puesta en carga de presas y llenado de embalses.
- Norma Técnica de Seguridad para la explotación, revisiones de seguridad y puesta fuera de servicio de presas.

Norma Técnica de Seguridad para la clasificación de las presas y para la elaboración e implantación de los planes de emergencia de presas y embalses

El principal escenario abordado por este instrumento normativo se encuentra relacionado con la posible rotura de una presa, evento que causaría una repercusión ambiental y socioeconómica de extraordinaria magnitud. No obstante, el ámbito más interesante en lo concerniente a la sedimentación de los embalses se presenta en el artículo 18 del Capítulo tercero, Sección primera, sobre el análisis de la seguridad de la presa. En su punto 2 establece que uno de los fenómenos a considerar en la realización del análisis de seguridad de la infraestructura hidráulica serán los deslizamientos de tierra en el embalse, de modo que los procesos de sedimentación de embalses son considerados, al menos, en términos teóricos.

Norma Técnica de Seguridad para el proyecto, construcción y puesta en carga de presas y llenado de embalses.

Uno de los aspectos más relevantes al objeto del presente estudio es abordado en artículo 6.3 del Capítulo 2, Sección primera, en relación a la información de debe incluir el proyecto de construcción de un embalse. Tal información se estructura en tres grupos; 1) estudios generales, abarcando el recabe de datos geológicos, biológicos y climáticos, 2) específicos, en forma de estudios hidrogeológicos, geotécnicos, sísmicos y sobre el nivel freático y, finalmente, 3) los que reflejan la influencia de la presa y el embalse en el entorno y la población, destacando en esta agrupación los estudios de erosión de cuencas, caudales sólidos y sedimentación en el embalse. Se extrae del punto tercero como la sedimentación de los embalses es considerada un agente potencialmente causante de daños sociales y medioambientales derivados de una posible rotura de la presa, sin embargo no aporta, todavía, ningún tipo de medida encaminada a la gestión del problema.

Uno de los principales elementos estructurales de los que gozan la mayoría de las presas son los desagües de fondo. De acuerdo con [Llamas-Zapatero \(1948\)](#), tales elementos se construyen con tres fines principales: permitir la utilización de la capacidad total del embalse, facilitar el desarrollo de actuaciones de mantenimiento e impermeabilización sobre el lecho del embalse y llevar a cabo la evacuación de fangos y depósitos de arrastre a fin de mantener la capacidad total del embalse.

En relación a este último proceso, el cual podría constituir un procedimiento clave en la gestión del sedimento retenido en el lecho de un embalse, el artículo 11 del citado documento, titulado ‘Capacidad de los órganos de desagüe’, orienta la función principal de este tipo de elementos hacia la gestión del exceso de volumen hídrico en caso de avenidas, sin incidir en su función esencial en el alivio de sedimentos.

Otro aspecto interesante de abordar en el presente apartado se encuentra reflejado en el artículo 13, Sección tercera, de dicho documento y titulado ‘Comprobación estructural’. En él se insta a la comprobación del comportamiento estructural de la presa y sus obras anexas a través de la implementación de determinadas acciones, entre las que destaca el efecto de deterioro estructural derivado del transporte de los sedimentos a lo largo de la masa de agua embalsada hacia el cuerpo de la presa. De ello es posible extraer que la dinámica sedimentaria en el cuerpo de un embalse es abordada, aunque de forma muy dispersa, desde una perspectiva de afectación estructural, sin considerar la posible repercusión ambiental derivada de su reubicación.

El carácter disperso de este planteamiento se desprende a su vez del artículo 20, Sección quinta, en el que se presenta la auscultación, término similar al de monitorización, como medida complementaria de seguridad. En el artículo 20.2 se detallan los sistemas mínimos de auscultación que toda gran presa y embalse debe incorporar, destacando la ausencia de un sistema concreto encargado de monitorizar la dinámica sedimentaria de fondo, de modo que la elaboración de batimetrías en un embalse es una cuestión ciertamente accesorio.

Norma Técnica de Seguridad para la explotación, revisiones de seguridad y puesta fuera de servicio de presas

El citado documento recoge la trama administrativa que el titular de la infraestructura hidráulica debe cumplimentar para proceder a la puesta en explotación de un embalse en condiciones de seguridad, así como bajo el supuesto de que una presa debiera ser desmantelada. Respecto a las normas de seguridad necesarias para la puesta en funcionamiento de un embalse, se hace especial mención a la necesidad de mantener los órganos de desagüe en condiciones de operatividad para el control de avenidas, vaciado hídrico del embalse o la prueba de equipos, sin mencionar nuevamente su utilización para gestionar la carga sedimentaria de fondo.

2. Metodología

2.1 Análisis del marco normativo y competencial actual sobre la gestión de recursos hídricos (y potencialmente sedimentarios) en el embalse de La Concepción.

Tal y como se ha apuntado con anterioridad, el rol de la red hidrográfica en escenarios como la Costa del Sol, en donde la principal fuente de aporte sedimentario al sistema litoral procede de los procesos de producción de sedimentos terrígenos que tienen lugar a escala de cuenca hidrográfica, resulta esencial.

Como se ha comentado en el apartado anterior, las cuencas hidrográficas del área de estudio, al igual que su zona costera, han sido objeto de una intensa política hidráulica como mecanismo de adaptación al contexto hidrológico del país durante el S. XX, caracterizado al igual que el modelo de uso y explotación de la costa por la escasa atención prestada a los mecanismos que regulan el comportamiento del medio físico y el estado de conservación de los recursos naturales.

Entre las actuaciones más drásticas registradas en la red hidrográfica principal vertiente a la ensenada de Marbella destaca la construcción del embalse de La Concepción en el río Verde. La magnitud de las políticas hidráulicas llevadas a cabo y la suma importancia del recurso del agua en la Costa del Sol, perfilada como un destino turístico internacional de primer nivel, hacen del análisis del marco normativo y competencial actual sobre la gestión de recursos hídricos de aplicabilidad en el área de estudio una cuestión clave desde dos perspectivas. Por una parte el análisis de la normativa aplicable y los actores implicados en la gestión de recursos hídricos a escala regional y finalmente local en el mencionado embalse, y, por otra, documentar si el sedimento retenido en los embalses es considerado como un recurso a gestionar y, sea el caso o no, valorar posibles actuaciones, tanto nacionales como internacionales, en lo que concierne a la gestión de los sedimentos retenidos en el vaso de un embalse.

Como suele procederse ante este tipo de propósitos, se ha optado por analizar aquellos instrumentos normativos desarrollados a tal objeto en Europa y España, entre los que destacan la D.M.A o el Plan Hidrológico de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas, junto al desglose de competencias de las entidades encargadas de su aplicación. Además, han sido contempladas diversas fuentes bibliográficas, tanto nacionales como internacionales, con objeto de incorporar una visión, a nuestro juicio, de vital importancia en ambientes sedimentarios marcadamente deficitarios como la Costa del Sol, como es la inclusión del sedimento como un recurso natural al mismo nivel que ha ostentado el agua desde el S. XVII mediante el desarrollo de la industria azucarera en la comarca. Partiendo de ello, se pretende además documentar algunas experiencias sobre la gestión de los sedimentos retenidos en embalses a escala internacional como alternativa potencialmente plausible a ser considerada ante actuaciones muy recurrentes en las costas españolas y las playas del área de estudio como son las regeneraciones artificiales.

2.2 Estimación del rendimiento sedimentario potencial de la red hidrográfica principal vertiente a la ensenada de Marbella

2.2.1 Herramientas para la cuantificación de las pérdidas de suelo

En la actualidad, la cuantificación de pérdidas de suelo se lleva a cabo a través de la aplicación de herramientas de modelización junto al desarrollo de mediciones *in situ*. La base analítica de estos modelos se ampara en la integración de las expresiones empíricas de pérdida de suelo desarrolladas en los años 60 del S. XX por expertos como Walter H. Wischmeier o Dwight D. Smith entre otros, y de las ecuaciones físicas que rigen el comportamiento de una masa y un fluido. Dependiendo de la base analítica que incorporen, es posible distinguir tres tipos de modelos: empíricos, físicos y conceptuales (Meritt *et al.*, 2003; Aksoy y Kavvas, 2005).

Los modelos empíricos han sido principalmente desarrollados a partir de muestreos estandarizados llevados a cabo en áreas muy específicas. Presentan ciertas ventajas respecto a otros modelos, pues habitualmente requieren un menor volumen de datos de entrada aunque, por otro lado, generan cierta controversia ya que no suelen contemplar la heterogeneidad de variables de gran importancia, como son las precipitaciones o la tipología de suelo entre otras, al igual que tampoco consideran las variables físicas que controlan el comportamiento de cualquier sistema natural (Wheater *et al.*, 1993).

A fin de afrontar dichas limitaciones se desarrollaron los modelos físicos, más precisos que los anteriores en cuanto a que consideran un mayor número de variables, pues abordan la modelización de los procesos hidrodinámicos fluviales, el transporte de sedimento y la evolución morfológica del cauce fluvial a través de los principios de conservación de la masa y la energía (Le *et al.*, 2015). La aplicación de este tipo de modelos resulta más dificultosa que los empíricos, pues requieren habitualmente la calibración de los cálculos numéricos con medidas directas sobre el terreno (Beck *et al.*, 1995). Además, uno de los aspectos que generan más incertidumbre en la aplicación de este tipo de modelos es la escala de trabajo, pues las ecuaciones que rigen los procesos físicos son frecuentemente aplicadas a una mayor escala de la que fueron desarrolladas y bajo condiciones físicas más generalistas (Beven, 1989; Meritt *et al.*, 2003).

En un punto intermedio entre los modelos empíricos y los físicos se encuentran los modelos conceptuales. Este tipo de modelos no son tan precisos como los físicos, ya que describen los procesos que desencadenan la pérdida de suelo aunque sin profundizar en la interacción que pueda existir entre ellos (Sorooshian, 1991). A diferencia de los modelos empíricos, éstos sí tienen en cuenta los procesos físicos que rigen el comportamiento de cualquier sistema natural aunque a menor nivel de detalle que los estrictamente físicos (Beck, 1987).

Existe actualmente un amplio catálogo de modelos numéricos empíricos, físicos y conceptuales para la cuantificación de la pérdida de suelo, cuyo uso dependerá de la cuestión que se pretende abordar, el nivel y escala de análisis que exige el estudio, el nivel de interacción entre los usuarios finales y los desarrolladores del modelo, el grado de accesibilidad a los datos de entrada que requiere el modelo y si dispone de una validez reconocida (Merrit *et al.*, 2003).

Estos requisitos han derivado en que no exista un verdadero consenso sobre la utilización de una única herramienta de modelización de pérdidas de suelo a escala global. Por ello, algunos autores han llevado a cabo algunas revisiones de las diferentes herramientas de modelización de pérdidas de suelo existentes, a fin de asesorar a la comunidad científica en la elección de aquellas herramientas más convenientes al propósito del estudio. Entre las revisiones más relevantes es preciso destacar los trabajos de Merrit *et al.* (2003), Aksoy y Kavvas (2005), Fu *et al.* (2010) y Avwunudiogba y Hudson (2014) entre otros. De acuerdo con este último estudio, los modelos anteriormente descritos pueden categorizarse en dos grupos; los modelos de parámetros agrupados (*Lumped Parameter Models*, *LPM's*) y los modelos de parámetros distribuidos (*Distributed Parameter Models*, *DPM's*).

Los modelos de parámetros agrupados englobarían a los modelos de tipo empírico, pues utilizan valores promedio de determinadas variables para describir procesos espaciales no uniformes en un área determinada (por ejemplo, asumen valores promedio de precipitaciones para la totalidad de una cuenca). Los distribuidos, en cambio, si tienen en cuenta las variaciones espacio-temporales que experimentan las diferentes variables que controlan el comportamiento del medio físico, por lo que se incluyen en esta agrupación los modelos conceptuales y físicos.

La herramienta que actúa como un clásico ejemplo de un modelo numérico de tipo agrupado es la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (*Universal Soil Loss Equation*, en adelante *U.S.L.E*); Wischmeier y Smith, 1960; 1978). Se trata de una ecuación empírica de tipo paramétrica creada en los Estados Unidos en los años 60 para estimar la tasa de pérdida de suelo anual en parcelas estándar producida por la erosión superficial y laminar generada ante determinadas condiciones meteorológicas, edáficas y de cobertura vegetal (González del Tánago, 1991). Se trata de una de las herramientas más ampliamente utilizadas a escala global y, probablemente, una de las más criticadas dada su naturaleza empírica y las simplificaciones que considera, lo cual ha despertado el interés por la búsqueda de alternativas, frecuentemente a través de los modelos de tipo distribuido.

Una de las herramientas a destacar dentro de esta categoría es el modelo *W.E.P.P* (*Water Erosion Prediction Project*; Nearing *et al.*, 1989), considerado la modernización de la *U.S.L.E*. Se trata de un modelo de tipo físico diseñado en los Estados Unidos para evaluar la tasa de erosión producida en una ladera en función de su pendiente, cobertura vegetal, caracterización edáfica y clima.

Este modelo permite además la estimación de la tasa de producción de sedimentos a escala de pequeña cuenca o subcuenca hidrográfica en condiciones normales y ante un determinado fenómeno de precipitación, asumiendo un perfil de flujo constante sobre la superficie (Flanagan *et al.*, 1995; Morgan *et al.*, 1998). Quizá, una de las principales dificultades que plantea la aplicación de esta metodología en Europa, al igual que ocurre con la U.S.L.E, es la complejidad que representa la obtención y adaptación de determinados datos de entrada que requieren ambos modelos en sus respectivos análisis, desarrollados en un principio para su expresa utilización en los Estados Unidos.

De acuerdo con Tropeano (1984), la mayor parte de la tasa anual de pérdida de suelo registrada en Europa está asociada a episodios de tormenta. Con el fin de abordar esta problemática mediante una metodología desarrollada en Europa se creó la herramienta *EUROSEM* (*European Soil Erosion Model*; Morgan, 1994), un modelo numérico de tipo distribuido diseñado para cuantificar el nivel de erosión producido en una ladera o pequeña cuenca hidrográfica durante un evento de tormenta

Este proceso se halla especialmente magnificado en la región del Mediterráneo, constituyendo un área con una gran susceptibilidad a la erosión dados sus largos períodos de sequía junto con la alta intensidad del régimen de precipitaciones registrados durante eventos puntuales de tormentas y su acusada orografía (Jones *et al.*, 2012). Las altas tasas de erosión registradas durante episodios individuales, entre 20 y 40 t/ha, y eventos extremos, de hasta 100 t/ha, justifican la creación de este tipo de herramientas y su usabilidad en Europa (Grimm *et al.*, 2002).

A diferencia del modelo *W.E.P.P.*, la herramienta *EUROSEM* no asume un perfil de flujo superficial constante durante una tormenta sino que considera la formación de umbrales del proceso de descarga de sedimento producido durante un mismo evento (Morgan *et al.*, 1998). Para ello, el modelo se basa en la aplicación de la ecuación del balance dinámico de masa, por la que define la pérdida de suelo como un proceso de descarga de sedimento entre dos puntos fruto del producto entre la velocidad de escorrentía superficial y la concentración de sedimento en el flujo (Bennet, 1974; Kirkby, 1980). Para el cálculo de la escorrentía superficial, *EUROSEM* conecta con otro modelo denominado *KINEROS* (*Kinematic Erosion Simulation*; Woolhiser *et al.*, 1990), un modelo de tipo físico que determina el valor de la escorrentía superficial mediante la medición del exceso en la tasa de infiltración. De este modo, la conjunción de ambos modelos permite el cálculo de la pérdida de suelo en una parcela de superficie o pequeña cuenca hidrográfica a partir del efecto erosivo causado por el impacto de las gotas de lluvia junto con la medición del exceso producido en la tasa de infiltración, no asumiendo la existencia de acuíferos que pudieran contribuir a un exceso en la tasa de saturación del suelo (Morgan *et al.*, 1998).

Uno de las herramientas más recientes, considerando el contexto temporal en el que fueron creados este tipo de modelos, y con mayor aceptación internacional es el modelo *S.W.A.T* (*Soil and Water Assessment Tool*; Arnold *et al.*, 1998). Se trata de un modelo de tipo físico desarrollado en los Estados Unidos para predecir el impacto de los cambios en los usos del suelo y las prácticas de conservación sobre el agua, la tasa de producción de sedimentos y la incorporación de contaminantes químicos agrícolas en cuencas no aforadas durante largos períodos de tiempo (Grassman *et al.*, 2007). La tasa de producción de sedimentos asociada al régimen de precipitaciones y la escorrentía superficial y sub-superficial es estimada en este modelo a través de la ecuación modificada de la *U.S.L.E* (*Modified-U.S.L.E* (en adelante *M-U.S.L.E*); Williams, 1975; 1995), ofreciendo resultados satisfactorios en tiempos más recientes (Samaras y Koutitas, 2014) incluso al ser comparada con otras herramientas de modelización (Saleh y Du, 2004; Singh *et al.*, 2005; Kliment *et al.*, 2008; entre otros).

Entre los parámetros que integran la *U.S.L.E*, el factor de erodibilidad (Factor K) continua siendo en la actualidad objeto de revisión y calibración (Shabani *et al.*, 2014; Ostovari *et al.*, 2016), al considerarse uno de los parámetros clave en la estimación de las tasas potenciales de erosión.

A pesar del intenso debate generado en torno al uso de la *U.S.L.E*, dado principalmente por las limitaciones que contrae, se observa en la actualidad cierta persistencia en su aplicación a fin de cuantificar las pérdidas de suelo producidas a escala de cuenca hidrográfica. Además, ha sido incorporada en herramientas de modelización relativamente modernas, como es el caso de *S.W.A.T*, la cual es utilizada actualmente por instituciones ambientales de primer nivel como la *N.O.A.A* (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) para estimar el efecto de las fuentes de contaminación dispersa en las zonas costeras de los Estados Unidos.

Los excelentes resultados que ha ofrecido a la hora de determinar la tasa de producción de sedimentos en determinadas cuencas hidrográficas de la India (Behera y Panda, 2006; Mishra *et al.*, 2007; entre otros), considerada la segunda área con mayores tasas de erosión del mundo (Grassman *et al.*, 2007), China (Hao *et al.*, 2004), Túnez (Bouraoui *et al.*, 2005), Finlandia (Bärlund *et al.*, 2007) y Grecia (Gikas *et al.*, 2006), entre otros países, hacen de la *U.S.L.E* y sus versiones revisada y modificada unas herramientas empíricas de uso recurrente y especialmente útiles en aquellos casos en los que, o bien la escasa disponibilidad de datos y parámetros de partida impiden la utilización de otros modelos de tipo distribuidos ya descritos en líneas anteriores (Prosser *et al.*, 2001; Merrit *et al.*, 2003), o bien existen otras circunstancias que impiden la realización de muestreos *in situ*.

2.2.2 Estimación de la pérdida de suelo mediante la aplicación de la U.S.L.E

La Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (**Ec. 1**; [Wischmeier y Smith, 1960; 1978](#)) es un método empírico experimental desarrollado en parcelas con una superficie estándar de 72,6 pies (equivalente a 22,13 m² según el Sistema Métrico Internacional) y 9% de pendiente creado con el fin de evaluar la respuesta del suelo en términos potenciales de erosión mediante la simulación de determinadas condiciones meteorológicas, edáficas y orográficas y ante diferentes escenarios de cobertura vegetal y tipología de uso del suelo.

$$A = R * K * LS * C * P \quad (1)$$

Siendo:

A: Tasa anual promedio de pérdida de suelo (Ton/Ha*año).

R: Factor de erosividad generada por la lluvia (MJ/Ha*mm/h).

K: Factor de erodibilidad del suelo (Ton*Ha*h/Ha*MJ*mm).

LS: Factor topográfico (Adimensional).

C: Factor de cobertura vegetal (Adimensional).

P: Factor de prácticas de conservación (Adimensional).

NOTA: MJ y Ha significan Megajulios y hectáreas respectivamente.

La *U.S.L.E* es, en definitiva, una ecuación paramétrica que representa el comportamiento del medio físico frente a la erosión a través de cinco parámetros independientes entre sí (Fig. 66).

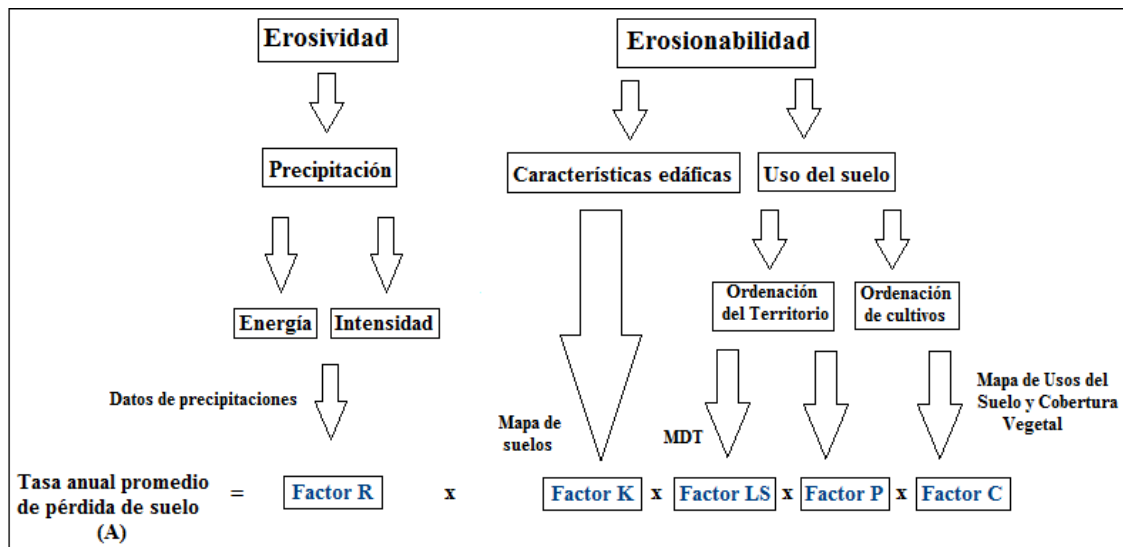


Figura 66. Variables que integran la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo.

Fuente: Modificado de Ibáñez-Asensio *et al.* (2012).

De acuerdo con [Morgan \(2005\)](#), los factores que controlan la magnitud que adquiere el fenómeno de pérdida de suelo son 1) la erosividad ejercida por un determinado agente causante de erosión, principalmente la lluvia aunque también puede participar el viento, 2) la erodibilidad del suelo (Factor K) y 3) la naturaleza de la cobertura vegetal que habita sobre el suelo (Factor C).

Según revela la citada fuente, el fenómeno de la pérdida de suelo se encuentra estrechamente ligado a la capacidad de las gotas de lluvia para producir la desagregación de las partículas de suelo (Factor R) y, en cierta medida, a la capacidad del régimen de precipitaciones para generar procesos de escorrentía. Sin embargo, la formación de escorrentía superficial no dependerá únicamente de la naturaleza del régimen de precipitaciones, sino también de las propiedades estructurales de la corteza terrestre, tal como su orografía (Factor LS) o el grado de cobertura vegetal (Factor C), y edáficas, como la textura de las partículas de sedimento (Factor K) o las prácticas de conservación de cultivos que se lleven a cabo en su caso (Factor P).

En este contexto surge el concepto de erosionabilidad (Fig. 66), asociado en algunos casos a la susceptibilidad del suelo a ser erosionado, término que responde estrictamente al concepto de erodibilidad, de lo cual informa el Factor K de la *U.S.L.E* (Díaz-Fierros y Benito, 1991). A fin de evitar la confusión entre ambos conceptos se respetará el esquema presentado en la figura 66, refiriéndose al término de erosionabilidad en referencia a la influencia de las características orográficas y edáficas de la corteza terrestre, así como la naturaleza de los usos del suelo llevados a cabo, en la magnitud que adquiere el fenómeno de la pérdida de suelo, aludiéndose al concepto de erodibilidad para evaluar específicamente el efecto de la litología del suelo en el proceso de desagregación de las partículas de sedimento inducido por la precipitación.

Tras una breve contextualización de los factores implicados en el cálculo de la tasa de pérdida de suelo según la *U.S.L.E*, se procede a continuación a presentar una descripción más detallada de cada uno de ellos.

Factor de erosividad de la lluvia (R)

En líneas anteriores se apuntó que uno de los factores más importantes a tener en cuenta para cuantificar la pérdida de suelo en una determinada región según el marco conceptual de la *U.S.L.E* es el efecto ligado a la intensidad y energía del régimen de precipitaciones, considerado por Morgan como la fuerza impulsora de este fenómeno debido a su impacto directo sobre la desagregación de las partículas de sedimento que componen el suelo y su posterior transporte a través de la escorrentía superficial (Panagos *et al.*, 2015a). Según revelan las cifras que recoge la citada fuente, la tasa media total de erosividad de las precipitaciones en Europa en el período 2004-2013 fue de 911,3 MJ*Ha/mm*h, la cual fue calculada a partir de datos de precipitaciones tomados de 1.541 estaciones meteorológicas a intervalos tiempo de 60, 45, 30, 15, 10 y 5 minutos dependiendo de los datos disponibles en cada país. La figura 67 muestra la alta variabilidad espacial a la que está sometida el Factor R en Europa, observándose los valores más elevados en el norte de Italia y Eslovenia, con cifras superiores a 5000 MJ*Ha/mm*h, y valores muy reducidos menores a 100 MJ*Ha/mm*h en Eslovaquia, buena parte de Reino Unido y algunas regiones de la cuenca del río Ebro, en España.

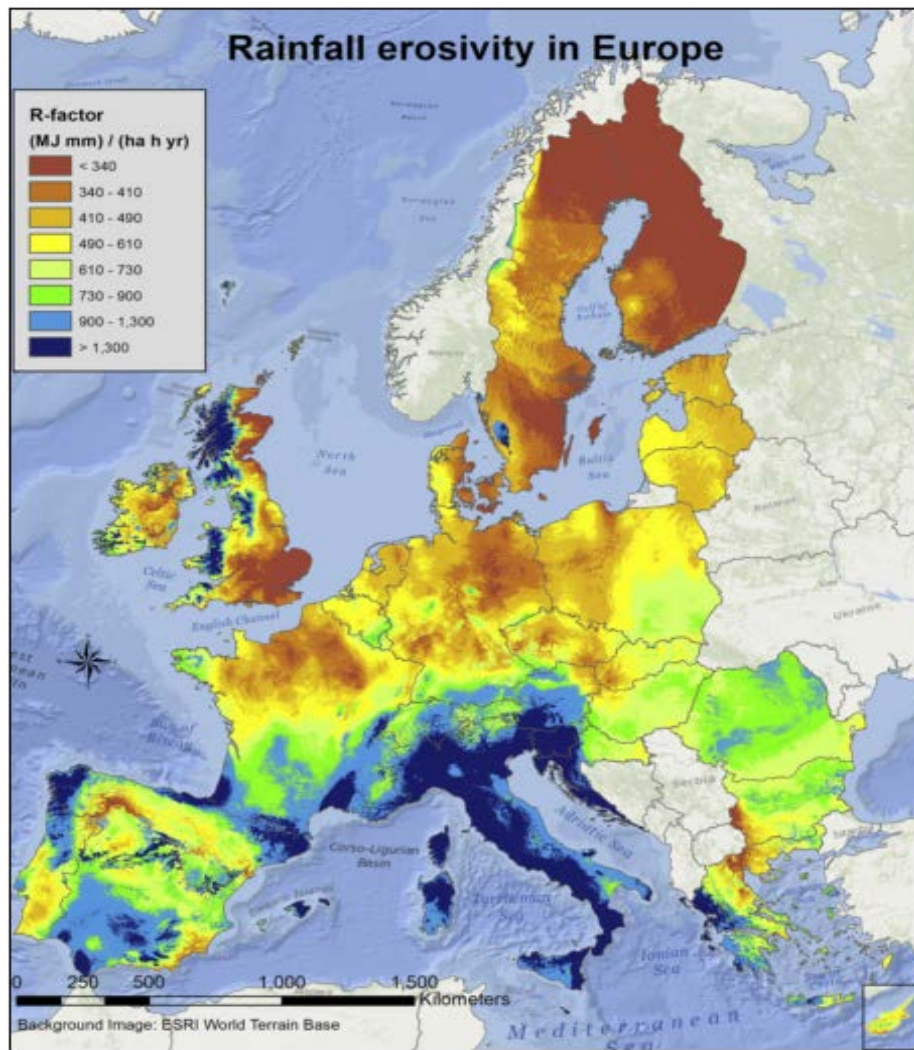


Figura 67. Estimación de la erosividad generada por el régimen de precipitaciones en Europa (Factor R) en el período 2004-2013. Fuente: Panagos *et al.* (2015a).

Uno de los aspectos que ha causado mayor controversia entre los expertos científicos a la hora de proceder al cálculo del Factor R ha sido la elección de los eventos de precipitaciones a tener en cuenta. La formación de surcos de entidad sobre el suelo y la acumulación de amplios depósitos de sedimentos en zonas de menor pendiente durante episodios de precipitaciones inusualmente energéticos y de baja frecuencia ha llevado, en algunos casos, a considerar que el agente realmente responsable de iniciar el proceso de pérdida de suelo eran los episodios de intensas precipitaciones. Sin embargo, posteriores medidas sobre el terreno llevaron a determinar que el factor de intensidad de las precipitaciones utilizado para cuantificar la tasa anual promedio de pérdida de suelo (A) debía considerar, además, el efecto derivado de la incidencia de lluvias menos intensas (Wischmeier y Smith, 1978). En este sentido, un aspecto importante a tener en cuenta en el cálculo del Factor R se fundamenta en el diagnóstico de ocurrencia de un evento menor de precipitaciones anterior al momento de máxima intensidad de la lluvia.

De acuerdo con [Duiker *et al.* \(2001\)](#) y [Bienes-Allas *et al.* \(2011\)](#), uno de los factores que magnifica la pérdida de suelo es el registro de elevados valores de humedad en el suelo en el momento previo al máximo nivel de intensidad de la precipitación, lo cual contribuye a la formación de una escorrentía superficial lo suficientemente energética como para transportar mayor carga sedimentaria que en aquellos casos en los que las gotas de lluvia impactan sobre un suelo seco. Esta premisa evidencia que los eventos tormentosos de alta intensidad y baja frecuencia, aun generando mayores volúmenes de pérdida de suelo que los de menor intensidad ([Wainwright, 1996](#); [Martínez-Casasnovas *et al.*, 2005](#); [Ruíz-Flaño *et al.*, 2008](#); entre otros), no deben tenerse únicamente en cuenta para la estimación de tasas erosivas promedio anuales.

Según [Wischmeier y Smith \(1978\)](#), el valor numérico del Factor R debe cuantificar el efecto del impacto de las gotas de lluvia sobre el suelo así como proporcionar cierta información sobre la escorrentía asociada al episodio de precipitación. Dicho de otro modo, el Factor R vendría a informar del efecto erosivo que genera la energía cinética con la que impactan las gotas de lluvia sobre el suelo, las cuales actúan desagregando las partículas de sedimento que componen el suelo, compactándolo y generando un flujo de escorrentía superficial en aquellos casos en los que se supera la capacidad de infiltración del sustrato ([González del Tánago, 1991](#)).

El tamaño de las gotas de lluvia se contempla como un parámetro clave en este proceso, pues de él dependerán tanto la energía cinética con la que dichas gotas impactan sobre el suelo como la intensidad de la precipitación ([Salles y Poesen, 2000](#)). De acuerdo con [Hudson \(1963\)](#) y [Carter *et al.* \(1974\)](#), las intensidades de lluvia más erosivas son aquellas que oscilan entre 50 y 100 mm/h o las que superan los 200 mm/h. Ello viene motivado por el tamaño de las gotas de lluvia, existiendo una mayor proporción de gotas grandes, es decir, aquellas cuyo diámetro es igual o superior a 4 mm, en el referido rango de intensidades de lluvia que ante valores menores a 50 mm/h. Según [Carter *et al.*](#), cuando la intensidad de la precipitación comprende un valor situado entre 100 y 200 mm/h ocurre que las gotas de gran tamaño se desestabilizan y se transforman en otras más pequeñas, si bien con intensidades superiores a 200 mm/h éstas se unirían y darían lugar nuevamente a gotas de gran tamaño.

Así pues, el cálculo del Factor R viene dado por la relación existente entre la energía cinética de la lluvia y la intensidad con la que incide sobre el suelo ([Wischmeier y Smith, 1958](#)), de acuerdo a la siguiente expresión (**Ec. 2**):

$$R = E * I_{30} \quad (2)$$

Siendo:

R: Factor de erosividad de la lluvia (J/Ha*mm/h).

E: Energía cinética de la lluvia (J/Ha*mm).

I₃₀: Intensidad máxima de precipitación registrada durante un intervalo de 30' (mm/h).

NOTA: J significa Julios.

Según la citada fuente, la energía cinética de la lluvia vendría dada por la siguiente expresión (**Ec. 3**):

$$E = (11,9 + 8,73 * \log_{10} I) \quad (3)$$

Siendo:

E: Energía cinética de la lluvia (J/Ha*mm).

I: Intensidad de la lluvia (mm/h).

A principios del S. XXI, el cálculo de la erosividad generada por las precipitaciones en España suponía una cuestión de gran complejidad, dado que no se disponía de una base de datos pluviográfica lo suficientemente precisa como para cuantificar el Factor R a nivel de detalle ([Jordán y Bellinfante, 2000](#)). Algunos autores ya advirtieron de esta misma problemática a finales del S. XX, afirmando que la escasa ubicación de pluviógrafos a lo largo del territorio nacional dificultaba de forma considerable la obtención de una estimación precisa del Factor R, pues la agresividad de la lluvia estaba sometida a una alta variabilidad espacio-temporal que no podía ser medida de forma rigurosa ([Simanton y Renard, 1982](#); [Morgan, 1983](#)). A pesar de ello, el Instituto para la Conservación de la Naturaleza (en adelante I.C.O.N.A) cartografió en el año 1988 la erosividad de las precipitaciones en algunas regiones del territorio nacional (Fig. 68), observándose el registro de los valores más elevados (200 J/Ha* mm/h), y más erosivos según el criterio de [Hudson \(1963\)](#) y [Carter et al. \(1974\)](#), en el área de estudio.

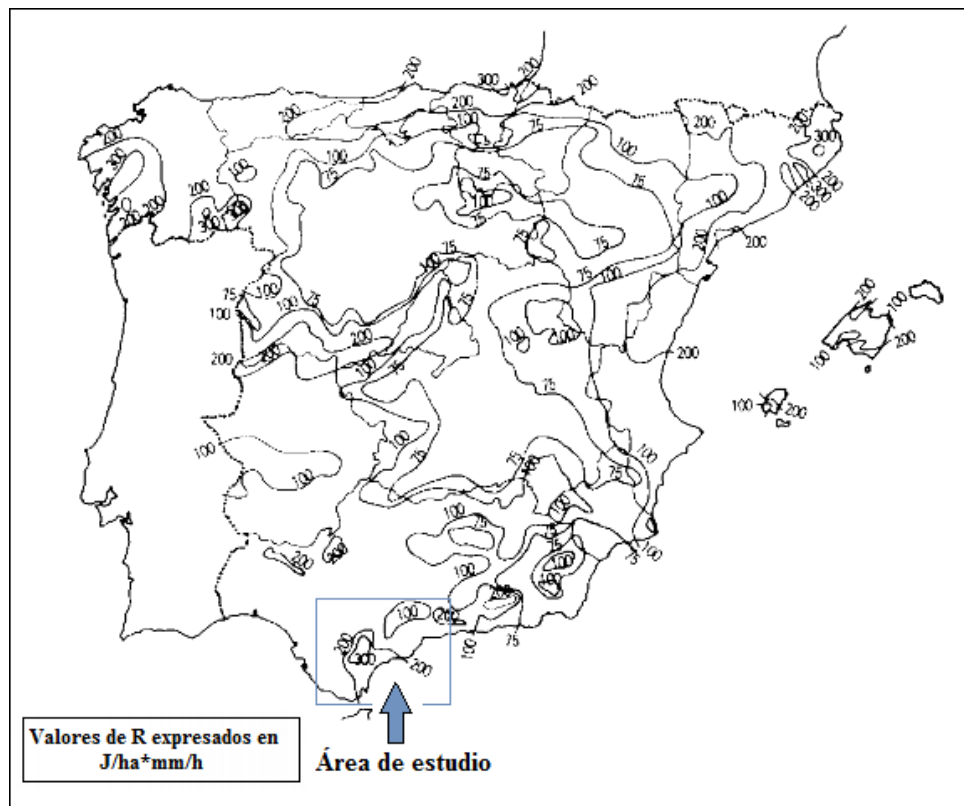


Figura 68. Mapa de isótopas del Factor R de la U.S.L.E en el territorio peninsular.

Fuente: I.C.O.N.A (1988).

Este planteamiento derivó, finalmente, en la necesidad de adaptar el cálculo de la erosividad ejercida por las precipitaciones a variables fácilmente medibles y adaptadas a la frecuencia temporal a la que los pluviógrafos instalados por el Instituto Nacional de Meteorología registran los valores de precipitaciones, en la mayoría de los casos cada 24 horas.

La primera iniciativa en la aplicación de la *U.S.L.E* en España fue llevada a cabo por el I.C.O.N.A en el año 1976, focalizando la atención en el cálculo de la erosividad ejercida por las precipitaciones. Tras éste se llevaron a cabo estudios posteriores (I.C.O.N.A, 1981; Moreira, 1989) que aportaron un mayor grado de conocimiento sobre el comportamiento de este parámetro y su contribución al fenómeno de la pérdida de suelo, resultando un amplio abanico de ecuaciones matemáticas a fin de cuantificar el Factor R en España y cuya revisión, aun previéndose sumamente interesante, no forma parte del objeto del presente estudio.

En el caso de Andalucía, la Consejería de Cultura y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía llevó a cabo un estudio entre los años 1992 y 2011 mediante el cual calculó el índice de erosividad de las precipitaciones en el territorio andaluz mediante las ecuaciones de ajuste precipitación-erosividad obtenidas en estaciones meteorológicas representativas de la pluviometría en un área determinada a partir de datos de precipitaciones diarias. En la figura 69 se presenta la serie temporal más reciente (período 2009-2012) sobre los valores medios anuales del Factor R para Andalucía a la que se ha tenido acceso, considerada en cualquier caso suficientemente representativa de la dimensión geográfica que muestra este parámetro. En ella se observa que las mayores tasas de erosividad se alcanzaron en los años 2009 y 2010 (Figuras 69.A y 69.B), lo cual coincide con la serie de precipitación total anual presentada en la figura 69.E. Contextualizando a escala provincial se aprecia que los mayores valores medios del Factor R en los años de máxima precipitación total (años 2009 y 2010) se registran en Huelva, Córdoba, Sevilla, Cádiz y Costa del Sol Occidental, observándose en la mayoría de ellos una correlación con los umbrales de precipitaciones registrados (Fig. 69.E).

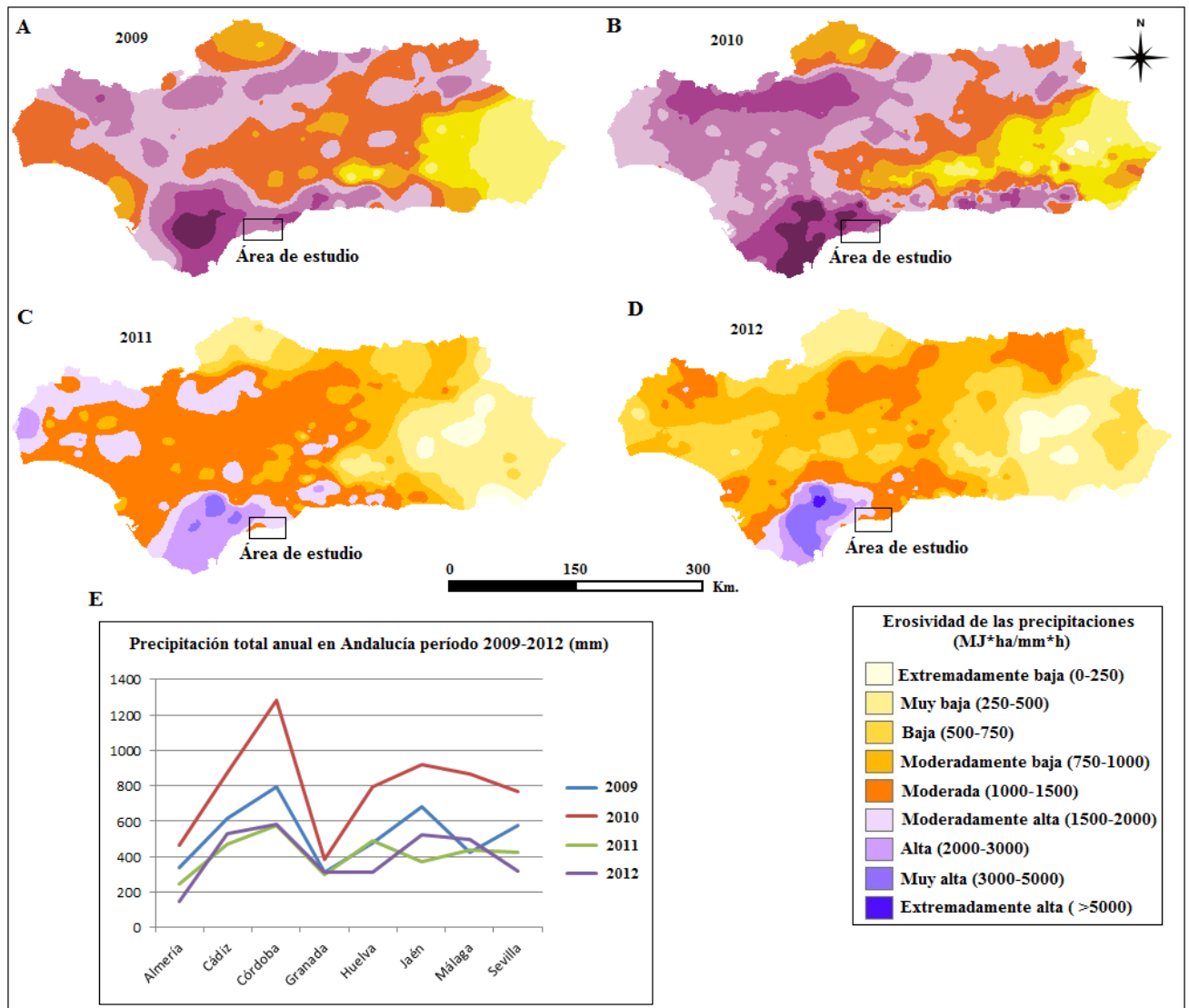


Figura 69. Valores de erosividad media anual generada por las precipitaciones (Factor R) en Andalucía durante el período 2009-2012. Fuente: Elaboración propia. Las imágenes A, B, C y D han sido tomadas de C.M.A.O.T. (2013). La gráfica E ha sido elaborada a partir de los datos de precipitaciones totales anuales obtenidos de C.M.A (2009; 2010); C.A.P.M.A (2011); C.M.A.O.T (2012).

Factor de erodibilidad (K)

Junto con la erosividad causada por el impacto de las gotas de lluvia sobre el suelo, la estimación del coeficiente de erodibilidad (Factor K) resulta fundamental a la hora de evaluar cuantitativamente la tasa de pérdida de suelo de una determinada parcela o área a través de la *U.S.L.E*, constituyendo un indicador frecuentemente utilizado en la evaluación de las tasas de erosión producidas en surcos y regueros (Torri *et al.*, 1997) por la susceptibilidad de tales formaciones a las fases de disgregación (D) y transporte (T) de las partículas sedimentarias (Manyiwa y Dikinya, 2013; Imani *et al.*, 2014).

El Factor K es un parámetro de tipo agrupado (*Lumped Parameter*) que cuantifica, de forma integrada, la reacción del perfil superficial del suelo al proceso de disgregación y posterior transporte de las partículas de sedimento que lo componen originado por el impacto de las gotas de lluvia y la posterior formación de escorrentía superficial (Renard *et al.*, 1997). Este proceso dependerá directamente de las características físicas intrínsecas al tipo de suelo, es decir, su litología, la granulometría de las partículas sedimentarias que lo integran, el contenido en materia orgánica y la topografía de la corteza continental. Se trata de un parámetro íntimamente ligado al factor de erosividad de las precipitaciones (Factor R), lo cual explica que sus unidades representen la tasa de erosión del suelo por unidad del índice de erosión pluvial ($\text{Ton} \cdot \text{Ha} \cdot \text{h} / \text{Ha} \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm}$).

Al igual que ocurre con el factor de erosividad de las precipitaciones, la Unión Europea ha invertido grandes esfuerzos en la cuantificación de la erodibilidad del suelo dada su contrastada validez como indicador de erosión. Según revelan las cifras publicadas por Panagos *et al.* (2014), la tasa media de erodibilidad de la totalidad de Estados miembros de la Unión Europea en el año 2014 fue de $0.032 \text{ Ton} \cdot \text{Ha} \cdot \text{h} / \text{Ha} \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm}$, valor estimado sin tener en cuenta el efecto de amortiguación de la erosión ejercido por el grado de pedregosidad del suelo (*Stoniness*), cuya incorporación generó la reducción del coeficiente medio de erodibilidad en un 15% aproximadamente hasta registrar un valor medio de $0.0271 \text{ Ton} \cdot \text{Ha} \cdot \text{h} / \text{Ha} \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm}$.

De acuerdo con el citado estudio, los países con mayor susceptibilidad a la pérdida de suelo fueron, entre otros, Bélgica, Luxemburgo, República Checa, Alemania, Portugal y España (Fig. 70), cifras que sitúan nuestro país como uno de los escenarios en los que el fenómeno de la pérdida de suelo constituye una problemática ambiental de primer nivel.

Tal y como muestra la figura 70.B, las regiones de España con mayor susceptibilidad a sufrir erosión son Andalucía, la franja Pirenaica, el valle del río Ebro y el litoral mediterráneo occidental, lo cual se ajusta con los datos que se han presentado en las figuras 67, 68 y 69, relativas al escenario de pérdidas de suelo por la erosividad de las precipitaciones en Europa, España y Andalucía respectivamente, demostrando así la estrecha relación que existe entre ambos factores.

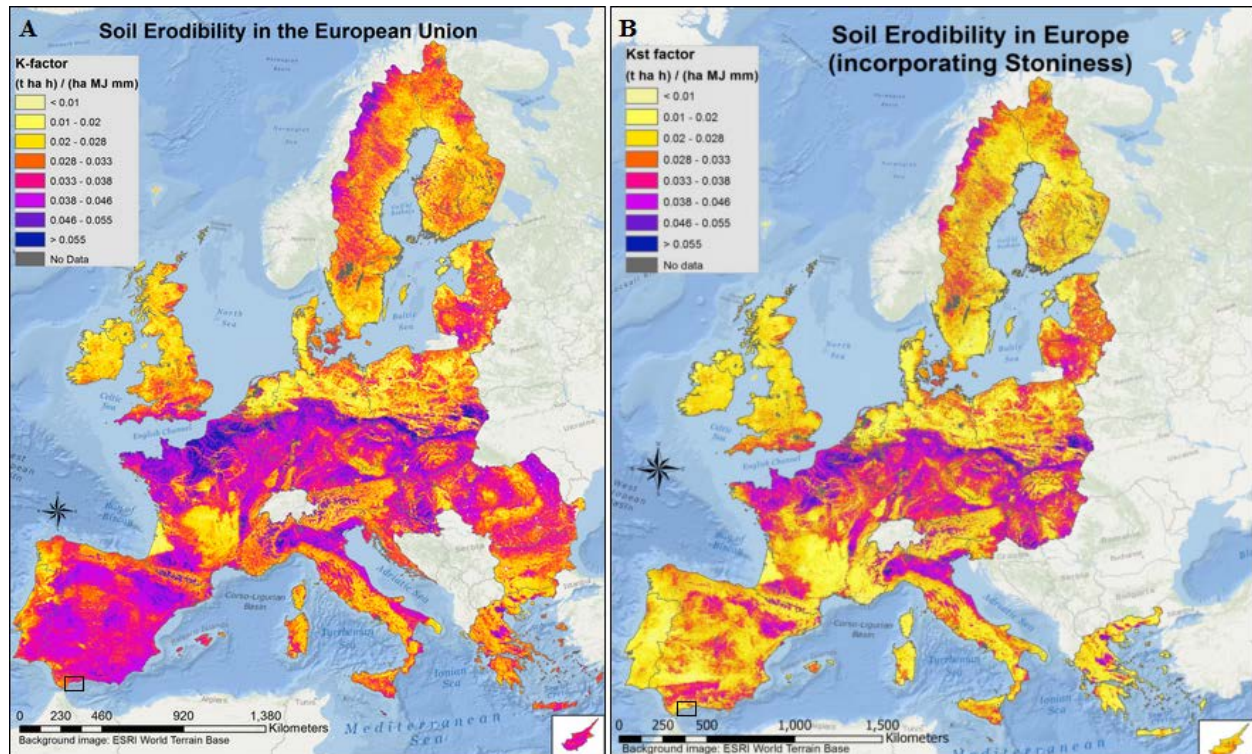


Figura 70. Coeficiente medio de erodibilidad (Factor K) estimado en Europa.

Fuente: Ambas imágenes han sido tomadas de Panagos *et al.* (2014), encontrándose igualmente accesibles a través de la Base de Datos sobre Suelos de Europa (*European Soil Data Centre, ESDAC*).

La erodibilidad del suelo ha sido determinada tradicionalmente mediante el uso de expresiones empíricas que relacionaban paramétricamente las propiedades físicas del suelo. Diversos estudios desarrollados a escala internacional durante los siglos XX y XXI han planteado una gran variedad de metodologías empíricas basadas en el empleo de ecuaciones matemáticas para estimar cuantitativamente el valor del Factor K. Entre ellos es preciso destacar, entre otros, el trabajo de [Dangler y El-Swaify \(1976\)](#), desarrollado en los años 70 del S. XX en suelos de Hawái dada la ineficacia de otros métodos en el cálculo de dicho factor en suelos tropicales con amplia presencia de óxidos, o el posterior estudio de [Young y Mutchler \(1977\)](#), quienes relacionaron el cálculo del Factor K con la densidad del suelo en condiciones de aridez, fruto de los cuales resultaron diversas ecuaciones para el cálculo de la erodibilidad del suelo cuya discusión, aun extremadamente interesante, no es objeto central del presente estudio.

En la década de los años 90 del S. XX, se propusieron nuevas ecuaciones que aportaban mayor sencillez al cálculo del coeficiente de erodibilidad, pues lo relacionaban únicamente con las propiedades texturales del suelo, tal es el caso de los estudios de [Williams \(1995\)](#), [Romkens *et al.* \(1997\)](#) y [Torri *et al.* \(1997\)](#) entre otros. No obstante, y a pesar de los esfuerzos invertidos en aportar mayor precisión al cálculo del Factor K, los resultados obtenidos mostraron predicciones poco fiables fundamentadas en la utilización de diferentes conceptos de erosividad, la aplicación de erróneas correcciones topográficas o la limitación de la escala temporal a la que muchos estudios sobre pérdidas de suelo habían sido elaborados ([Torri *et al.*, 1997](#)).

Uno de los métodos más sencillos y extendidos para el cálculo aproximado del coeficiente de erodibilidad es el nomograma publicado originalmente por [Wischmeier *et al.* \(1971\)](#), fruto del cual han resultado una serie de expresiones numéricas que han constituido la base analítica de una gran mayoría de estudios sobre pérdidas de suelo a escala global. Su uso generalizado radica en las ventajas económicas y de consumo de tiempo que ofrece al ser aplicado a escala regional, en comparación con otros métodos basados en medidas directas sobre el terreno para su aplicación a una escala más local ([Panagos *et al.*, 2014](#)), si bien éstos proporcionan un mayor grado de precisión en la predicción del Factor K de la *U.S.L.E* ([Imani *et al.*, 2014](#)).

El nomograma para el cálculo del coeficiente de erodibilidad (Fig. 71) contempla cinco parámetros texturales y composicionales, a saber:

- Contenido en limos y arena muy fina, en %.
- Contenido en arenas, en %.
- Contenido en materia orgánica, en %.
- Clase de estructura (1- Granular muy fino, 2- granular fino, 3- granular grueso y 4- masivo o aplanado).
- Clase de permeabilidad (1- Rápida, 2- moderada a rápida, 3- moderada, 4- baja a moderada, 5- baja y 6- muy baja).

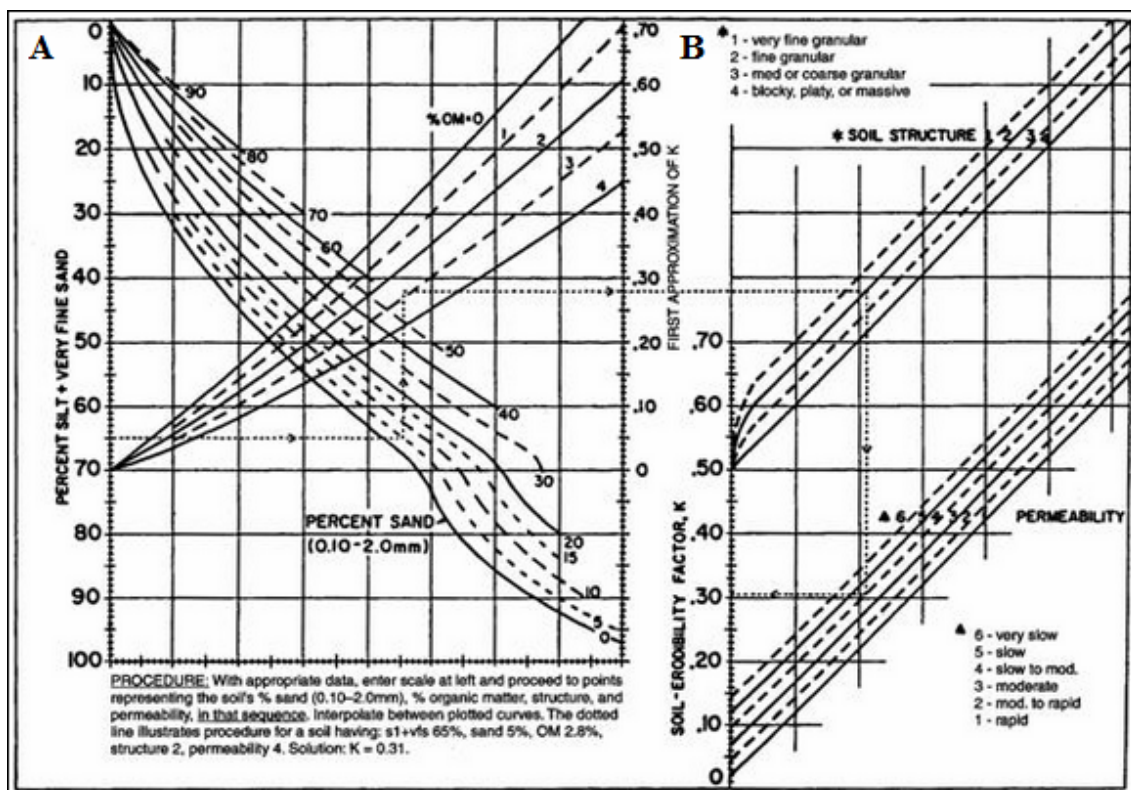


Figura 71. Nomograma original para el cálculo del Factor K de la *U.S.L.E*.

Fuente: [Wischmeier *et al.* \(1971\)](#).

En complemento a dicho nomograma, [Wischmeier y Smith \(1978\)](#) desarrollaron una expresión algebraica (**Ec. 4**) mediante la cual todos los parámetros incluidos en el nomograma quedaban relacionados.

$$K = 2,73 \cdot 10^{-6} * M^{1,14} (12 - OM) + 3,25 \cdot 10^{-2} (S - 2) + 2,5 (P - 3) \quad (4)$$

Siendo:

K: Coeficiente de erodibilidad ($t \cdot ha \cdot h / ha \cdot MJ \cdot mm$ según el SMI).

M: Clase de textura en una capa superficial de suelo de 15 cm.

OM: Contenido en materia orgánica, en %.

S: Clase de estructura (código 1-4 obtenido a partir del nomograma).

P: Clase de permeabilidad (código 1-6 obtenido a partir del nomograma).

NOTA: S.M.I significa Sistema Métrico Internacional.

$$M = [(m_{\text{silt}} + m_{\text{vfs}}) * (100 - m_c)] \quad (4.1)$$

Siendo:

M: Clase de textura en una capa superficial de suelo de 15 cm.

m_{vfs} : Contenido de arenas muy finas (0,05-0,1 mm), en %.

m_{silt} : Contenido en limo (0,002-0,05 mm), en %.

m_c : Contenido en arcilla ($< 0,002$ mm), en %.

La aplicación del nomograma y de la ecuación algebraica resultante se encuentra limitada únicamente a aquellos suelos cuyo contenido en materiales finos y muy finos es inferior al 70% ([Romkens et al., 1997](#)). Tal y cómo se aprecia en la figura 71, cuando el contenido en limo y arena muy fina excede dicho porcentaje, la gráfica que describe el porcentaje de arena media-gruesa (1-2 mm de diámetro) varía su patrón de distribución, mostrando una mayor curvatura. Este fenómeno no se contempla en la ecuación algebraica asociada al nomograma (**Ec. 4**), razón por la que no es recomendable su utilización en este tipo de casos.

El mismo fenómeno es observado en la curva que describe la clase de estructura, por lo que, según [Auerswald et al. \(2014\)](#), podría asumirse la exclusión de aquellos valores de K situados inmediatamente inferiores a la curvatura, es decir, los valores de K menores a 0,2 (Fig. 73), denotando en definitiva cierta imprecisión en suelos de muy baja erodibilidad.

Otro de los parámetros que generan cierta controversia es el contenido de materia orgánica que es asumido en el nomograma. Numerosos estudios han documentado el grado de proporcionalidad inversa que existe entre el contenido de materia orgánica presente en el perfil superficial del suelo y el coeficiente de erodibilidad. Así, a medida que la fracción de materia orgánica presente en el suelo aumenta, también aumenta su capacidad de infiltración, se reduce la formación de escorrentía superficial (Fig. 72) y, por ende, disminuye el grado de susceptibilidad del suelo a ser erosionado ([Wischmeier y Mannering, 1969](#); [Fullen and Catt, 2004](#); [F.A.O, 2005](#), entre otros).

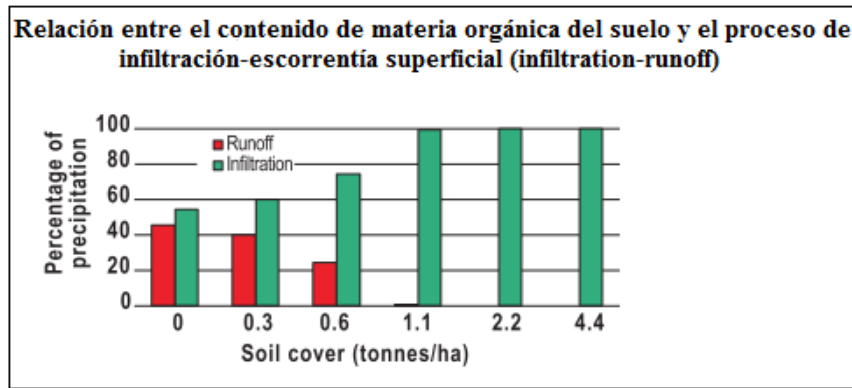


Figura 72. Relación entre el contenido en materia orgánica y el proceso de infiltración-escorrentía generado a partir del régimen de precipitaciones. Fuente: Ruedell (1994).

Según se observa en las figuras 71 y 73, el contenido de materia orgánica oscila de 0 a 4%. Este intervalo cuantitativo se encuentra fundamentado en el escaso efecto que se ha registrado sobre el Factor K cuando el contenido de materia orgánica supera ese umbral (Trott y Singer, 1983). En aquellos casos en los que el contenido en materia orgánica supera el 4%, Wischmeier *et al.* (1971) recomendaron interpolar a los valores ya registrados en el nomograma, es decir, entre el 0 y el 4%.

De acuerdo con Wischmeier y Smith (1978), uno de los parámetros que no tiene en cuenta el nomograma y que, sin embargo, resulta muy significativo a la hora de determinar el valor del coeficiente de erodibilidad del suelo es el porcentaje de materiales gruesos o muy gruesos presente en el perfil superficial (Stoniness; Fig. 70.B). El efecto más inmediato que deriva de la presencia de fragmentos rocosos sobre la superficie del suelo es su actuación como interceptor de las gotas de lluvia, de modo que la disgregación de las partículas de suelo ejercida por el impacto de las gotas de lluvia se vería reducida conforme aumente la superficie de suelo cubierta por materiales rocosos no embebidos en el perfil del suelo (Huang *et al.*, 2011). En definitiva, la presencia de fragmentos rocosos supone un factor de protección contra la erosión, pues frecuentemente el tamaño de las rocas es lo suficientemente elevado como para evitar que la escorrentía superficial sea capaz de retirar las partículas de sedimento presentes en los espacios entre las rocas (Rieke-Zapp *et al.*, 2007). Algunos estudios llevados a cabo en el año 2014 revelaron que la presencia de fragmentos rocosos sobre el suelo ejercía un efecto de amortiguación sobre la erodibilidad del suelo con cifras del orden del 10% (Auerswald *et al.*, 2014), e incluso del 15% en algunos casos (Panagos *et al.*, 2014). Sin embargo, Auerswald *et al.* indicaron la inexistencia de términos que cuantificasen con detalle qué densidad mínima de fragmentos rocosos comienzan a generar variaciones sobre la erodibilidad del suelo o que aporten una relación de proporcionalidad entre ambos. En aquellos casos en los que el contenido en gravas es sustancial, Wischmeier y Smith (1978) propusieron incluir la fracción de suelo cubierto por fragmentos rocosos en el cálculo de la proporción de pérdida de suelo (*Soil Loss Ratio*; *SLR*) producida en cada fase de un cultivo experimental, constituyendo éste uno de los parámetros necesarios para el cálculo del factor de cobertura de suelo (Factor C).

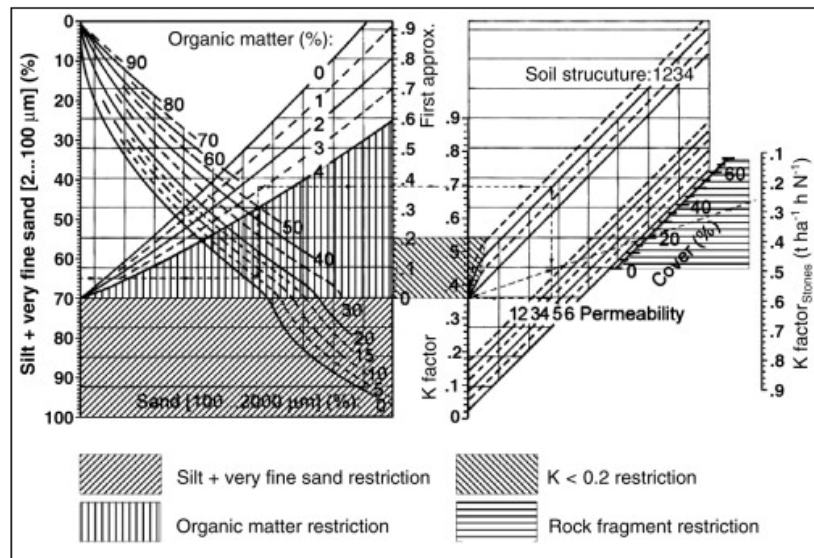


Figura 73. Limitaciones del nomograma original para el cálculo del Factor K de la U.S.L.E.
Fuente: Auerswald *et al.* (2014).

Partiendo de la metodología para el cálculo del coeficiente de erodibilidad desarrollada por Wischmeier *et al.* (1971), Stewart *et al.* (1975) jerarquizaron las magnitudes del coeficiente de erodibilidad en función de la textura del perfil superficial del suelo y del rango de concentración de materia orgánica establecido en el nomograma (Fig. 71), resultando los siguientes valores para el Factor K en unidades del Sistema Métrico Anglosajón (Tabla 8).

Clase textural	Contenido en materia orgánica		
	< 0,5%	2%	4%
Valores del coeficiente de erodibilidad (Tm/acre)			
Arenosa gruesa	0,05	0,03	0,02
Arenosa fina	0,16	0,14	0,1
Arenosa muy fina	0,42	0,36	0,28
Arena franca	0,12	0,1	0,08
Arena franca fina	0,24	0,2	0,16
Arena franca muy fina	0,44	0,38	0,3
Franco-arenosa	0,27	0,24	0,19
Franco-arenosa fino	0,35	0,3	0,24
Franco-arenosa muy fino	0,47	0,41	0,33
Franca	0,38	0,34	0,29
Franco-limosa	0,48	0,42	0,33
Limosa	0,6	0,52	0,42
Franco-arcillo-arenosa	0,27	0,25	0,21
Franco-arcillosa	0,28	0,25	0,21
Franco-arcillo-limosa	0,37	0,32	0,26
Arcillo-arenosa	0,14	0,13	0,12
Arcillo-limosa	0,25	0,23	0,19
Arcillosa	----	0,13-0,29	----

Tabla 8. Valores del coeficiente de erodibilidad de la U.S.L.E en función de la textura del perfil superficial del suelo y su contenido en materia orgánica.
Fuente: Elaboración propia a partir de Stewart *et al.* (1975).

En España, la preocupación por la estimación de la erodibilidad del suelo fue abordada inicialmente desde un enfoque cualitativo, con el propósito de obtener una valoración preliminar sobre dimensión de la problemática de la erosión y poder así llevar a cabo diferentes comparativas a escala regional.

Al igual que en la estimación de la erosividad ejercida por la precipitación, los primeros estudios de erodibilidad fueron realizados por el I.C.O.N.A en el año 1982. Como resultado, se obtuvo la jerarquización de diferentes valores del coeficiente de erodibilidad de forma similar a la experiencia cosechada en Estados Unidos aunque, esta vez, desde una perspectiva geológica y edáfica, es decir, en función del tipo de litofacies y de suelo en lugar de atender a parámetros sedimentológicos como las clases texturales del sedimento.

En el marco del presente estudio es preciso destacar el posterior trabajo de [Moreira \(1991\)](#), quien llevó a cabo, esta vez desde una perspectiva sedimentológica análoga a la experiencia estadounidense, el cálculo del coeficiente de erodibilidad aplicando la metodología desarrollada por [Wischmeier *et al.* \(1971\)](#) y [Wischmeier y Smith \(1978\)](#) para el horizonte superficial y subyacente de diferentes perfiles de suelo ubicados a lo largo del valle central del río Guadalquivir. Los valores cuantitativos del Factor K obtenidos por Moreira se presentan en la tabla 9, observándose algunas diferencias respecto a los datos mostrados en la tabla 8 principalmente ligadas, según su autor, a los diferentes estándares utilizados en Estados Unidos respecto a Europa a la hora de estipular el diámetro de partícula que define las fracciones de arenas finas y muy finas utilizadas para estimar el Factor K.

Clase textural	Contenido en materia orgánica	Contenido en materia orgánica
	Variable	Variable
	Valor del factor K (Tm/Ha)	Conversión a Tm/acre
Arenosa muy fina	0,93	0,37
Arenosa franca	0,78	0,31
Areno-limosa	1,35	0,54
Franca	1,04	0,42
Franco-arcillosa	0,78	0,31
Franco-arcillo-arenosa	0,83	0,33
Franco-arcillo-limosa	0,85	0,34
Franco-arenosa	0,86	0,34
Franco-limosa	0,77	0,31
Limosa	0,87	0,35
Limo-arcillosa	0,90	0,36
Limo-arenosa	1,00	0,40
Arcillosa	0,55	0,22
Arcillo-arenosa	0,72	0,29
Arcillo-limosa	0,68	0,27
Humus	0,62	0,25
Material original	0,21	0,08

Tabla 9. Valores medios del coeficiente de erodibilidad de la U.S.L.E en el Valle Central del río Guadalquivir. La conversión al Sistema Métrico Anglosajón se ha llevado a cabo aplicando el factor de conversión (1 Acre = 0,4 Ha.). Fuente: Elaboración propia a partir de Moreira (1991).

Varios años más tarde, Moreira cartografió el coeficiente de erodibilidad en Andalucía en el marco del proyecto *HYDRE*, una iniciativa europea desarrollada a fin de realizar un seguimiento de los recursos hídricos en las regiones mediterráneas de Europa a través del desarrollo de indicadores ambientales y agrometeorológicos sobre la problemática del agua en determinadas regiones de Andalucía, Sicilia, Cerdeña y Francia (Moreira, 1994).

El coeficiente de erodibilidad fue estimado para el año de referencia de 1992 y publicado en el Sistema de Información Ambiental de Andalucía (Sinamba; actual REDIAM) para el primer suelo tipo (Fig. 74.A) y para los dos suelos tipo principales (Fig. 74.B), observándose en ambos casos que las zonas con mayor susceptibilidad a la erosión se sitúan en la Bahía de Cádiz, la cuenca alta del río Guadalquivir, la Alpujarra de Granada y el Levante Almeriense, observándose en el área de estudio unos valores de erodibilidad medios (color verde y amarillo) tendentes a elevados (color naranja) en la zona costera.

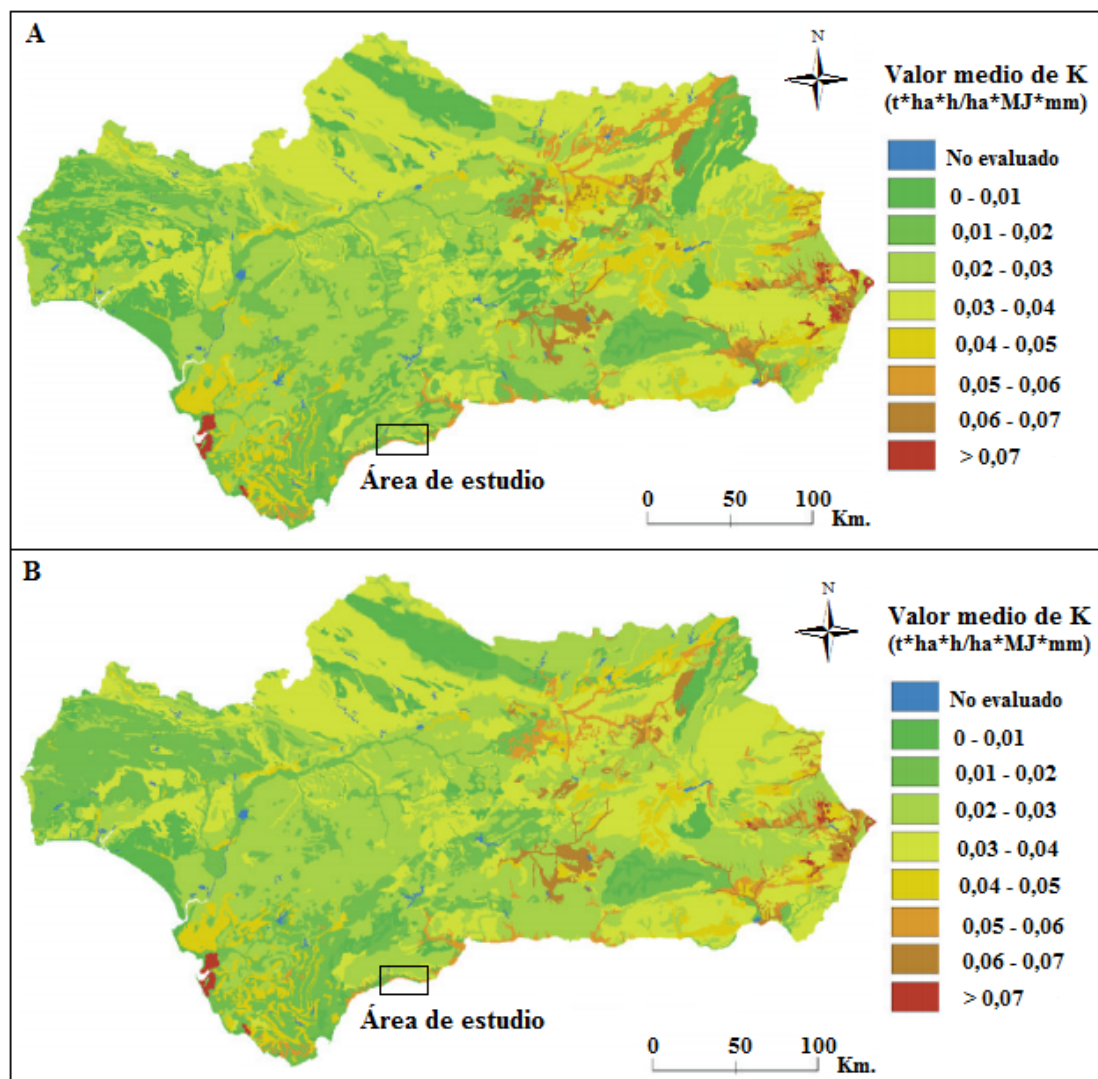


Figura 74. Valor medio del coeficiente de erodibilidad de la *U.S.L.E* (Factor K) en Andalucía para el año de referencia 1992. Fuente: Moreira (1994).

Factor topográfico (LS)

El coeficiente topográfico de la *U.S.L.E* (Factor LS) se encarga de cuantificar el efecto de la topografía en el proceso de erosión mediante el producto de los sub-factores L, encargado de representar la longitud de pendiente, y S, entendido como el grado de inclinación de la pendiente de una ladera.

El sub-factor L se define como la distancia horizontal desde el origen del flujo superficial hasta el punto en el que, o bien el gradiente de la pendiente decrece hasta provocar la fase de deposición de las partículas de sedimento, o bien la escorrentía superficial se concentra en un canal definido (Wischmeier y Smith, 1978). El sub-factor S, por su parte, refleja la influencia del gradiente de pendiente en la erosión.

Ambos parámetros influyen de la misma forma sobre el proceso de erosión (Fig. 75), de modo que el aumento de la longitud y el grado de inclinación de la pendiente produciría el incremento de la energía de la escorrentía superficial generada y, en última instancia, el aumento en la tasa de pérdida de suelo (González del Tánago, 1991; Renard *et al.*, 1997). Sin embargo, la figura 75.A revela como la erosión ejercida por unidad de superficie en función de la longitud de la pendiente parece mantenerse constante una vez alcanzado cierto umbral mientras que el aumento del grado de pendiente imprime un incremento en la erosión tendente a infinito (Fig. 75.B). Según esto, las áreas con escarpadas pendientes se posicionarían como las más susceptibles a albergar fenómenos erosivos más potentes que regiones con largas pendientes pero escaso grado de pendiente.

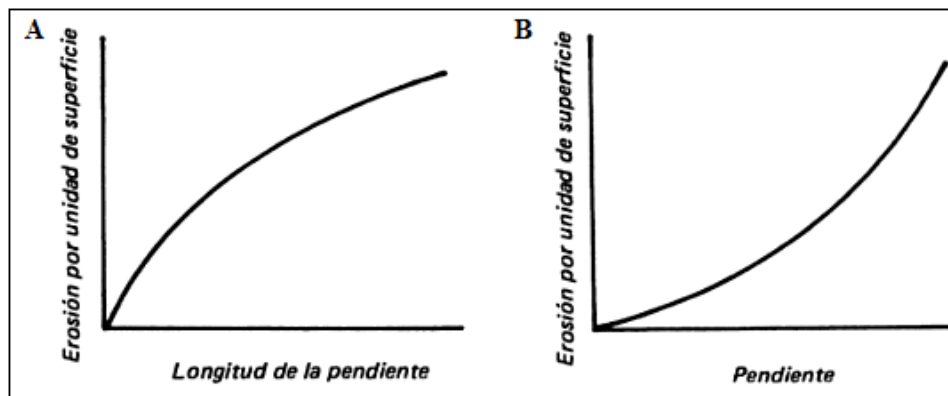


Figura 75. Relación entre los sub-factores L y S de la *U.S.L.E* y el proceso de pérdida de suelo.
Fuente: Hudson (1995).

Al igual que ocurre con los coeficientes de erosividad de las precipitaciones (Factor R) y de erodibilidad (Factor K), la Comisión Europea ha destinado grandes esfuerzos en determinar el rol que desempeña el factor topográfico de la *U.S.L.E* en la dimensión del fenómeno de la pérdida de suelo en los diferentes países miembros. El resultado obtenido se muestra en la figura 76, un mapa de alta resolución que representa la distribución cuantitativa del Factor LS en Europa.

Los autores llevaron a cabo su desarrollo empleando un Modelo Digital del Terreno con una resolución espacial de 25 metros y un algoritmo para el cálculo de pendientes no uniformes integrado en la versión revisada de la *U.S.L.E* (*R-U.S.L.E*). A la vista de dicha figura quedan nuevamente evidenciadas aquellas áreas especialmente susceptibles a sufrir erosión que ya se advirtieron en las figuras 67 a 70, demostrándose así el alto nivel de relación que guardan los parámetros de la *U.S.L.E* entre sí. En el caso de España, se aprecia que las áreas más propensas a sufrir erosión en función de su orografía ($LS = [entre\ 3\ y\ >10]$) corresponden a los macizos pirenaicos, las zonas acantiladas de la costa cántabra, vasca y gallega y los Sistemas Béticos. En el resto de la Unión Europea, los valores más elevados del Factor LS se registran en los Alpes de Eslovenia, Francia, Italia y Austria, los montes Cárpatos de Rumanía y el macizo montañoso de Pindo, en las cordilleras del norte de Grecia ([Panagos *et al.*, 2015c](#)).

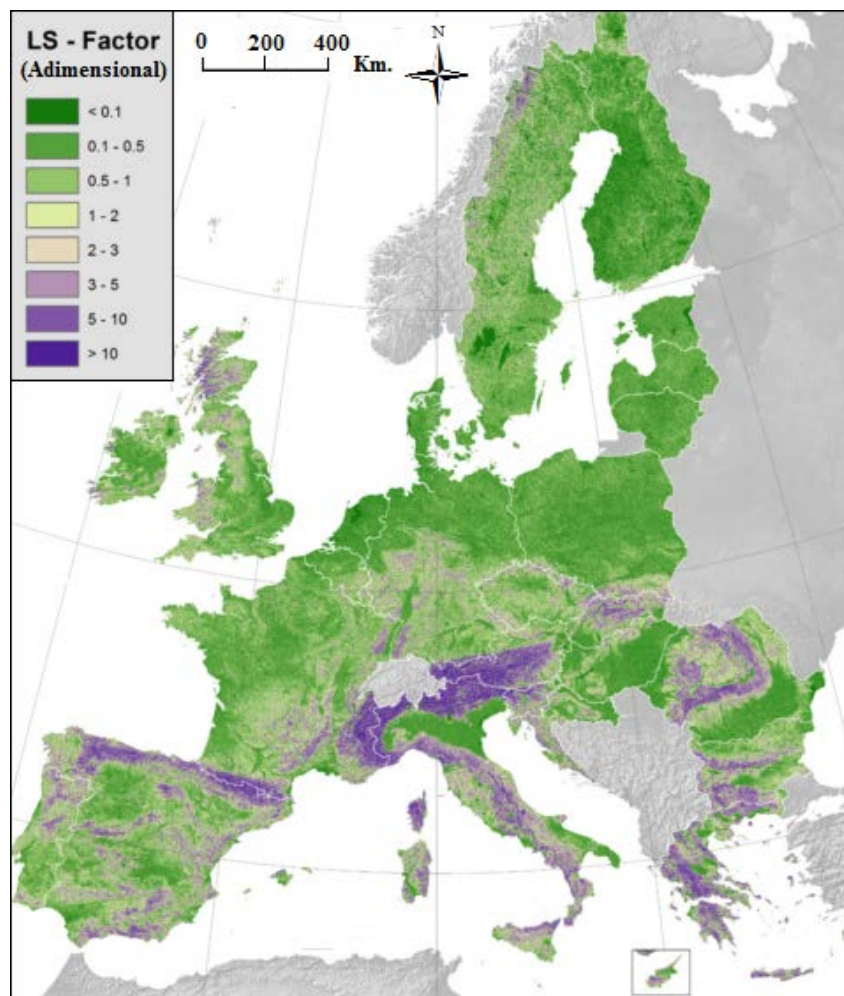


Figura 76. Estimación del factor topográfico de la *U.S.L.E* (Factor LS) en la Unión Europea.

Fuente: Panagos *et al.* (2015c). El mapa se encuentra además accesible a través de la Base de Datos sobre Suelos de Europa (*European Soil Data Centre, E.S.D.A.C.*).

Existen diferentes métodos matemáticos destinados a estimar cuantitativamente el valor del Factor LS, cuya elección dependerá del grado de uniformidad de la pendiente y su longitud.

Al igual que el resto de factores de la *U.S.L.E*, el procedimiento original para la estimación de la contribución del factor topográfico al proceso de pérdida potencial de suelo se basó en la estandarización del proceso en laderas con una pendiente uniforme menor al 20% de inclinación y una longitud de pendiente menor de 305 m² (1000 pies según el Sistema Métrico Anglosajón). No obstante, también fueron contempladas otras posibilidades, de una parte laderas con pendientes uniformes entre el 20 y el 50% o, por otra, laderas no uniformes menores al 50% pero con una longitud de pendiente mayor a 305 m². De cada uno de estos casos resultaron una serie de expresiones empíricas suficientemente descritas en [Foster y Wischmeier \(1974\)](#), [Williams y Berndt \(1976\)](#), [Renard et al. \(1997\)](#) o [Gisbert et al. \(2001\)](#) entre otros.

Según el procedimiento habitual de cálculo, el Factor LS se estima como el producto de los sub-factores L y S que lo integran. Así, el cálculo del sub-factor de longitud de la pendiente (L) vendría expresado de la siguiente forma:

$$L = (\lambda/22,13)^m \quad (5)$$

Siendo:

L: Sub-factor de longitud de la pendiente (Adimensional).

λ : Longitud de la pendiente (metros).

m: variable de la longitud de pendiente.

NOTA: El valor numérico de 22,13 m² equivale a la conversión de 72,6 pies mediante la relación: 1 pie = 0,3048 m².

En la *U.S.L.E*, la variable 'm' guarda una relación indirectamente proporcional con la pendiente de la ladera, de modo que a medida que ésta disminuye, el valor de 'm' aumenta. Han sido diversas las relaciones cuantitativas desarrolladas entre ambos parámetros, sin embargo la más utilizada es la publicada por [Wischmeier y Smith \(1978\)](#), la cual se presenta a continuación:

- Si la pendiente $\geq 5\%$, entonces $m = 0,5$.
- Si la pendiente oscila entre 3,5 y 4,5 %, entonces $m = 0,4$.
- Si la pendiente oscila entre el 3 y el 1%, entonces $m = 0,3$.
- En gradientes uniformes de menos del 1%, entonces $m = 0,2$.

El cálculo del sub-factor de inclinación de la pendiente (S) vendría dado por la siguiente expresión:

$$S = 65,4 \sin^2 \theta + 4,56 \sin \theta + 0,0654 \quad (6)$$

Siendo:

S: Sub-factor de inclinación de la pendiente de la ladera.

θ : Grado de inclinación de la pendiente.

Tal y cómo se aprecia en la **ecuación 6**, el sub-factor S viene expresado por el seno del ángulo de inclinación. En este sentido, el uso del seno se estima más adecuado que recurrir a la tangente, dado que el impacto de las gotas de lluvia y la tensión de arrastre que se genera posteriormente son funciones del seno ([González del Tánago, 1991](#)). Sin embargo, y de acuerdo con la misma fuente, en pendientes menores al 20% el error cometido al sustituir el seno por la tangente es prácticamente despreciable, lo cual permite el uso indistinto de ambos y facilita así los cálculos. De este modo, el cálculo del sub-factor S se llevaría a cabo mediante una ecuación de segundo grado, en la forma que se muestra a continuación.

$$S = 0,006541s^2 + 0,045s + 0,065 \quad (7)$$

Siendo:

S: Sub-factor de inclinación de la pendiente de la ladera.

s: Pendiente de la ladera, en %.

Finalmente, el factor de longitud y grado de pendiente (Factor LS) vendría dado por el producto de ambos sub-factores, tal y como se avanzó anteriormente:

$$LS = (\lambda/22,13)^m * (0,006541s^2 + 0,045s + 0,065) \quad (8)$$

Siendo:

LS: Factor de longitud y grado de pendiente, adimensional.

λ : Longitud de la pendiente, en metros.

m: variable de la longitud de pendiente, adimensional.

s: Pendiente de la ladera, en %.

En Andalucía, el factor topográfico de la *U.S.L.E*, al igual que el coeficiente de erodibilidad, fue calculado inicialmente por [Moreira \(1994\)](#) en el seno del Proyecto *HYDRE* y publicado en el Sistema de Información Ambiental de Andalucía (SinambA; actual REDIAM). La metodología utilizada fue la propuesta por [Wischmeier y Smith \(1978\)](#), expresada según la **ecuación 8**, acorde a un escenario con pendientes uniformes menores al 20% y longitudes de pendiente menores a 305 m².

Como resultado, se obtuvieron una serie de mapas que mostraban la longitud de la pendiente (Fig. 77.A), su grado (Fig. 77.B) y la cuantificación del factor topográfico LS (Fig. 77.C) a una resolución de 75 metros para el año de referencia de 1992. Como era previsible, las mayores pendientes se localizan en los Sistemas Béticos y la Sierra norte de Sevilla y Huelva. Los valores de pendiente inferiores al 3% se concentran en el valle del río Guadalquivir y discretamente en zonas muy aisladas de las provincias de Granada y Almería, probablemente asociadas a pequeñas depresiones montañosas muy localizadas. Semejante distribución es observada en los valores del factor topográfico LS, situando nuevamente a la vertiente mediterránea andaluza como un escenario muy susceptible a la pérdida de suelo debido a su acusada orografía.

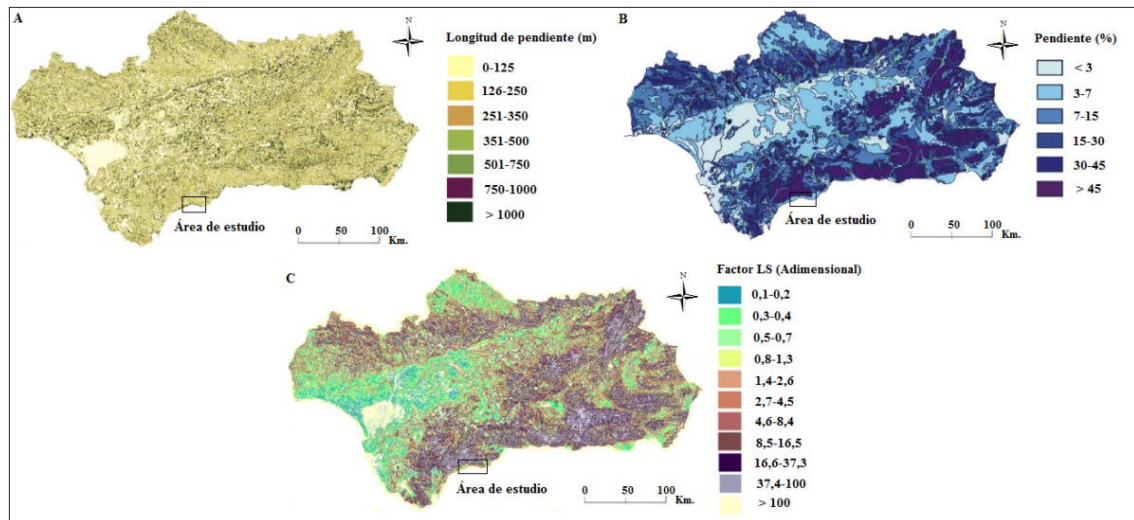


Figura 77. Valor del factor topográfico de la U.S.L.E (Factor LS) en Andalucía para el año de referencia 1992. Fuente: Moreira (1994).

Factor de cobertura vegetal (Factor C)

La naturaleza y el grado de cobertura vegetal presente en una parcela de suelo constituye, junto con la presencia de fragmentos rocosos, los principales mecanismos de amortiguación de la erosión, pues reducen la energía con la que inciden las gotas de lluvia sobre el suelo durante un episodio de intensas precipitaciones y dificultan, en consecuencia, la formación de escorrentía superficial. También es preciso recordar la relación de proporcionalidad directa que existe entre la presencia de materia orgánica y la tasa de infiltración del suelo (Fig. 72), fenómeno que también contribuye a amortiguar la formación de un flujo superficial. De este modo, cuanto mayor es la proporción de superficie de suelo vegetado mayor es la intercepción que ésta genera sobre las gotas de lluvia y menor la tasa potencial de pérdida de suelo (Gyssels *et al.*, 2005; entre otros).

La morfología y estructura de las especies vegetales que habitan el suelo constituye un elemento de gran relevancia, pues también influirán en la magnitud que adquiere el fenómeno de la pérdida de suelo (Fig. 78). De este modo, una especie vegetal de bajo porte situada a escasa altura sobre la superficie ejercerá una mayor protección contra la erosión que la presencia de arboleda cuyas copas se sitúen a gran altura sobre el suelo (Fig. 79; González del Tánago, 1991).

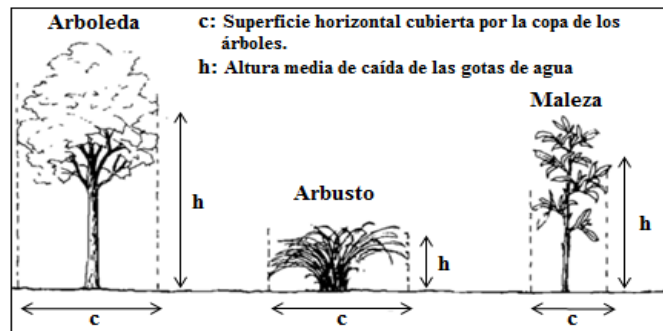


Figura 78. Efecto de la morfología y estructura de la cobertura vegetal del suelo en el proceso de erosión hídrica. Fuente: Modificado de Dissmeyer y Foster (1983).

Este fenómeno queda ilustrado a la vista de la figura 79, en donde se muestra la repercusión de dos indicadores de cobertura vegetal, en este caso la fracción de suelo protegida por la copa de los árboles (*Canopy*; Fig. 79.A) y por restos de vegetación (*Mulch*; Fig. 79.B) sobre la pérdida de suelo.

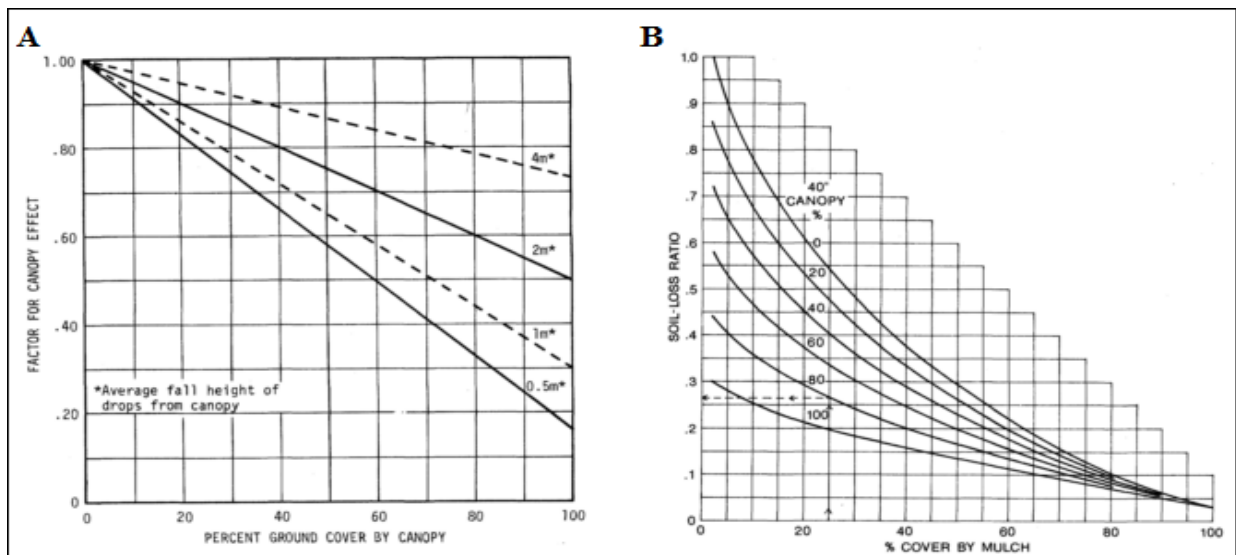


Figura 79. Efecto de la naturaleza y grado de vegetación en la magnitud del proceso de pérdida de suelo. La gráfica A describe el efecto de la altura de arboleda en el proceso de pérdida de suelo. La gráfica B describe el efecto conjunto del grado de cobertura del suelo por mantillo y por las copas de los árboles en la proporción de pérdida de suelo. Fuente: Wischmeier y Smith (1978).

En la gráfica 79.A se observa como las curvas que describen la relación entre los diferentes niveles de alturas (en metros) a los que pueden situarse las copas de los árboles y la pérdida de suelo parten de un valor mínimo del Factor C de 0.18, mientras que las curvas de la gráfica 79.B, que describen el efecto de la presencia de vegetación arbustiva de muy bajo porte en la pérdida de suelo, el Factor C parte de un valor mínimo de 0.04, por lo que la diferencia en términos cuantitativos es sustancial. Este último término desprende una interesante interpretación, pues revela que los suelos agrícolas, aun encontrándose completamente vegetados, manifestarán fenómenos de erosión por escorrentía superficial que estarán directamente relacionados con el proceso de labranza (Dissmeyer y Foster, 1983).

Resulta además interesante resaltar el efecto de la altura a la que se encuentran las copas de los árboles en el proceso de pérdida de suelo. La figura 79.A refleja que un aumento de la altura a la que se encuentran las copas de los árboles sobre el suelo repercutirá en una menor protección contra la pérdida de suelo. Este fenómeno es debido al proceso de caída de las gotas de lluvia desde las hojas que copan las partes más elevadas de los árboles, de modo que a medida que aumenta dicha altura, la velocidad que adquieren las gotas de agua durante la caída es mayor y, por consiguiente, mayor es la energía con la que impactan sobre el suelo y la fuerza erosiva que generan, si bien ésta será menor a la energía de caída libre de las gotas de lluvia en un escenario de completa ausencia de arboleda.

Esta relación inversa entre la altura de la copa de los árboles y su protección contra la pérdida de suelo es extrapolable hasta una altura máxima de 33 pies (10 metros), considerándose que más allá de este rango de altura, el efecto erosivo generado por la caída de las gotas de lluvia es despreciable ([Wischmeier y Smith, 1978](#); [González del Tánago, 1991](#)), pues alcanzada cierta velocidad el tamaño de las gotas disminuye.

Con todo ello, el Factor C debe ser entendido como la proporción de pérdida de suelo media anual producida en una superficie estándar con un determinado grado de cobertura vegetal en comparación con la pérdida de suelo que se produciría en esa misma parcela de terreno bajo condiciones de barbecho continuo (en donde el Factor C adquiriría valor 1) y laboreo en máxima pendiente (en donde el Factor P, de prácticas de conservación de cultivos, valdría 1).

Además de la naturaleza y grado de cobertura vegetal presente en el suelo, existen otros parámetros relacionados con la gestión del uso que se lleva a cabo sobre el suelo, tal como la tipología de cultivo o las prácticas de labranza entre otras, que también son asumidos por el factor de cobertura vegetal ([Panagos et al., 2015d](#)). Por este motivo, el Factor C es considerado como uno de los más importantes a tener en cuenta a la hora de elaborar políticas de gestión y procesos de toma de decisiones, pues viene a informar de unas prácticas que pueden ser gestionadas en una u otra dirección con mayor facilidad que el resto de los factores de la *U.S.L.E* ([Renard et al., 1997](#)).

Ello ha despertado el reciente interés de la Comisión Europea por estimar cuantitativamente la dimensión que adquiere este factor en el contexto erosivo de la Unión Europea ([Panagos et al., 2015d](#)). En el año 2015 se desarrolló una herramienta de modelización denominada *LANDUM*, la cual integra datos sobre cobertura vegetal a una resolución espacial de 100 metros procedentes del Proyecto *Corine Land Cover*, datos de teledetección del espectrómetro de imágenes *MERIS* obtenidos a una resolución espacial de 300 metros para la estimación de la fracción de suelo cubierto por cualquier especie vegetal (F_{cover}) y datos estadísticos, junto con revisiones bibliográficas, sobre valores tentativos del Factor C adoptados experimentalmente ante diferentes prácticas de cultivo y naturaleza de la cobertura vegetal que habita el suelo.

El resultado de su aplicación a escala europea muestra en la figura 80, un mapa elaborado a una resolución espacial de 100 metros a través del cual se revela la tendencia de la mayor parte de la superficie de la Unión Europea hacia la pérdida de suelo ($> 90\%$). Las áreas más susceptibles a la erosión, proceso ligado en parte a sus respectivas prácticas de cultivo, son Hungría, Dinamarca, Malta y Rumanía. Por el contrario destacan los casos de Finlandia, Suiza, Austria, Eslovenia y Estonia, países en los que el principal uso ligado al suelo es de tipo forestal, lo cual explica sus reducidas tasas de pérdida de suelo asociada a la naturaleza de la cobertura vegetal (Panagos *et al.*, 2015d).

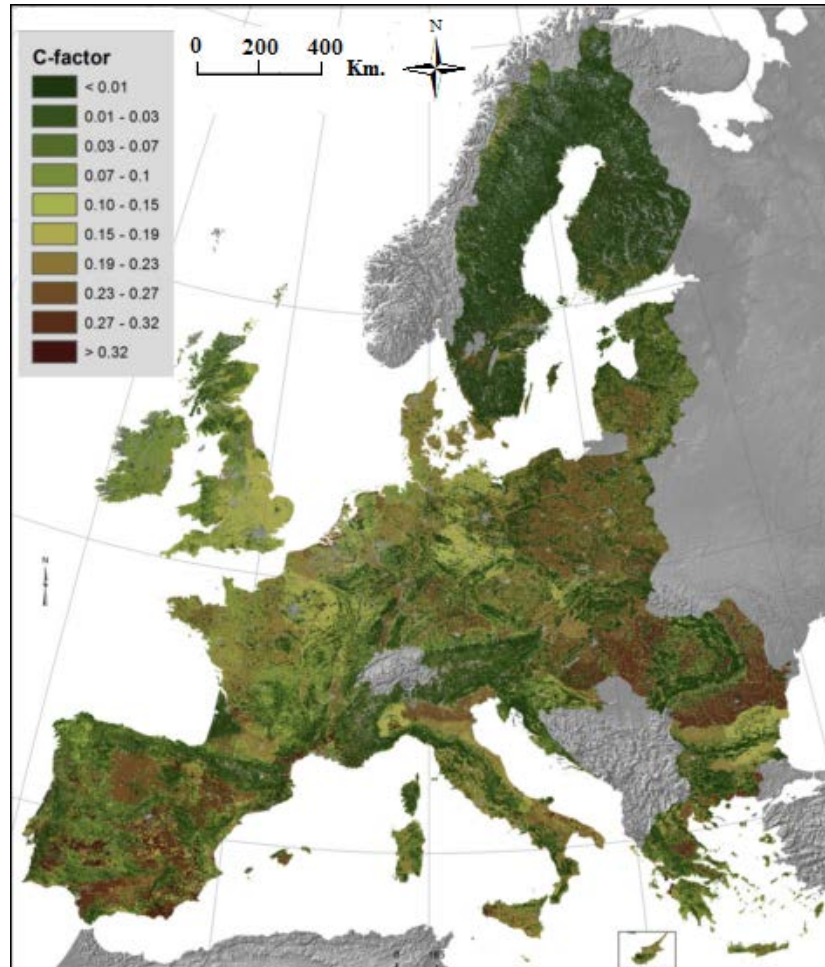


Figura 80. Estimación del factor de cobertura vegetal de la U.S.L.E (Factor C) en la Unión Europea. Fuente: Panagos *et al.* (2015d). El mapa se encuentra además accesible a través de la Base de Datos sobre Suelos de Europa (European Soil Data Centre, E.S.D.A.C).

En el caso de España, se observa que las áreas con mayor tendencia a la erosión, de acuerdo al factor de cobertura vegetal, son el valle del río Guadalquivir, litoral almeriense y de Murcia y los Sistemas Ibérico y Central, todas ellas áreas de gran tradición agrícola.

A diferencia del resto de factores de la *U.S.L.E*, el cálculo del Factor C no contempla un amplio desarrollo matemático, sino que suele cuantificarse mediante el uso de tablas que recogen valores determinados experimentalmente y que han sido sometidos a validaciones y discusiones a lo largo del tiempo mediante la elaboración de diversos estudios de investigación. Originalmente, la estimación cuantitativa de este parámetro se llevó a cabo de forma experimental ante diferentes escenarios de cultivos en los Estados Unidos, fruto de los cuales se obtuvo un mayor conocimiento sobre el comportamiento de este factor ante diferentes tipologías y fases de cultivo, así como ante diferentes clases de vegetación y condiciones estructurales del suelo. Tales estudios fueron elaborados por [Wischmeier \(1973; 1975\)](#), siendo posteriormente validados por [Wischmeier y Smith \(1978\)](#).

Al tratarse de un método experimental, la estimación del Factor C ha estado sujeta a diversas interpretaciones y propuestas de términos revisados a lo largo del tiempo, entre las que es conveniente destacar la contribución de [Dissmeyer y Foster \(1983\)](#) entre otros mediante la inclusión de numerosos sub-factores que influyen en la magnitud que adquiere el fenómeno erosivo atendiendo al grado de cobertura vegetal.

Uno de los estudios más recientes llevados a cabo en este sentido es el desarrollado por [Panagos *et al.* \(2015d\)](#), mediante el cual se estimó cuantitativamente el comportamiento del Factor C a escala europea como producto de dos sub-factores, de una parte el grado de cobertura vegetal en terrenos agrícolas sometidos a laboreo (C_{arable}) y, por otro lado, la proporción de vegetación presente de acuerdo al resto de usos del suelo registrados ($C_{non-arable}$), a excepción de las áreas artificiales, las playas, los humedales, las masas de agua, los glaciares y aquellos cuerpos rocosos sin presencia de vegetación.

La metodología utilizada para el cálculo de los diferentes valores que adquiere el Factor C ante diferentes tipos de usos del suelo se encuentra ampliamente descrita en el citado estudio, optándose por presentar a continuación (Figs. 81 y 82) los valores de este parámetro que serán considerados durante la fase analítica.

<i>n</i>	Crop type	Share (%) of the total arable land (EU-28)	C-factor
1	Common wheat and spelt	28.5	0.20
2	Durum wheat	3.2	0.20
3	Rye	3.0	0.20
4	Barley	14.8	0.21
5	Grain maize – corn	12.9	0.38
6	Rice	0.6	0.15
7	Dried pulses (legumes) and protein crop	1.9	0.32
8	Potatoes	2.4	0.34
9	Sugar beet	3.1	0.34
10	Oilseeds	5.8	0.28
11	Rape and turnip rape	8.1	0.30
12	Sunflower seed	4.8	0.32
13	Linseed	0.1	0.25
14	Soya	0.5	0.28
15	Cotton seed	0.4	0.50
16	Tobacco	0.1	0.49
17	Fallow land	9.8	0.50

Figura 81. Valores del Factor C de la *U.S.L.E* en función del tipo de cultivo.
Fuente: Panagos *et al.* (2015d).

Group	CLC class	Detailed class	C-factor values ($C_{landuse}$)
Permanent crops	221	Vineyards	0.15–0.45
	222	Fruit trees & berry plantations	0.1–0.3
Pastures	223	Olive groves	0.1–0.3
	231	Pastures	0.05–0.15
Heterogeneous agricultural areas	241	Annual crops associated with permanent crops	0.07–0.35
	242	Complex cultivation patterns	0.07–0.2
	243	Land principally used for agriculture, with significant areas of natural vegetation	0.05–0.2
	244	Agro-forestry areas	0.03–0.13
Forests	311	Broad-leaved forest	0.0001–0.003
	312	Coniferous forest	0.0001–0.003
	313	Mixed forest	0.0001–0.003
Scrub and/or herbaceous vegetation associations	321	Natural grasslands	0.01–0.08
	322	Moors and heathland	0.01–0.1
	323	Sclerophyllous vegetation	0.01–0.1
	324	Transitional woodland-shrub	0.003–0.05
Open spaces with little or no vegetation	331	Beaches, dunes, sands	0
	332	Bare rocks	0
	333	Sparsely vegetated areas	0.1–0.45
	334	Burnt areas	0.1–0.55
	335	Glaciers and perpetual snow	0

Figura 82. Intervalo de valores del Factor C de la *U.S.L.E* en función de las clases de uso del suelo según el *Corine Land Cover* del año 2006. Fuente: Panagos *et al.* (2015d).

Uno de los resultados más interesantes que revela este estudio, y que serán de gran utilidad al objeto del presente trabajo, son los valores del Factor C asociados a cada clase de uso del suelo según el Proyecto *Corine Land Cover* de 2006. Para el caso de España, los valores obtenidos se recogen a continuación (Tabla 10).

Clase de uso del suelo	Código CLC 2006	Valor del Factor C
Viñedos	221	0,3963
Olivares	223	0,2413
Pastos	231	0,0901
Cultivos complejos	242	0,1585
Agricultura y áreas naturales	243	0,1457
Bosques	31X	0,0015
Praderas	321	0,0516
Arbolado transicional y arbustos	324	0,0296
Escasa vegetación	333	0,3515

Tabla 10. Valores del factor de cobertura vegetal de la *U.S.L.E* en España asociado a cada clase de uso del suelo contemplada en el *Corine Land Cover* del año 2006. Fuente: Elaboración propia a partir de Panagos *et al.* (2015d).

Los valores presentados en la tabla 10 constituyen los más recientes que se han identificado en la literatura, sin embargo no se trata de la única adaptación que se ha hecho de este factor en España. Tal y como ya ocurriera con el factor de erodibilidad del suelo, el I.C.O.N.A publicó en el año 1983 una jerarquización similar a los valores del factor de cobertura vegetal que ya publicaron [Wischmeier y Smith \(1978\)](#). En estudios llevados a cabo en las cuencas de los ríos Ebro y Guadalquivir, dicho organismo aplicó una simplificación en la que se agruparon los valores del Factor C en las diferentes clases de cobertura vegetal, según se muestra en la tabla 11.

Tipo de cobertura	Valor del Factor C
Arbolado forestal denso	0,01
Arbolado forestal claro	0,03
Matorral con buena cobertura	0,08
Matorral ralo y eriales	0,2
Cultivos arbóreos y viñedos	0,4
Cultivos anuales y herbáceos	0,25
Cultivos en regadío	0,04

Tabla 11. Simplificación de los valores del factor de cobertura vegetal de la *U.S.L.E* aplicada en algunos estudios realizados en España. Fuente: Elaboración propia a partir de I.C.O.N.A (1983).

Posteriormente, [Moreira \(1991\)](#) llevó a cabo la adaptación del coeficiente de cobertura vegetal de la *U.S.L.E*, tal y como ya llevara a cabo con el coeficiente de erodibilidad, aplicado al Valle Central del río Guadalquivir, resultando los valores para el Factor C expresados en las tablas 12 y 13.

Tipo de cultivo	Valor del Factor C
Olivar	0,4
Viñedo	0,54
Almendros y otros de hoja caduca	0,54
Cítricos	0,041
Caña de azúcar	0,04
Arroz	0,038
Hortalizas	0,040

Tabla 12. Valores del factor de cobertura vegetal de la *U.S.L.E* acordes a las clases de cultivos predominantes en el Valle Central del río Guadalquivir. Fuente: Elaboración propia a partir de Moreira (1991).

Tabla 13.A. Suelo forestal con pastoreo			
% cobertura arbórea	% cobertura con despojos	Sotobosque	Valor del Factor C
100-75	100-90	Pastoreo controlado	0,001
100-75	100-90	Pastoreo intensivo	0,01
70-40	80-75	Pastoreo controlado	0,004
70-40	80-75	Pastoreo intensivo	0,04
35-20	70-40	Pastoreo controlado	0,01
35-20	70-40	Pastoreo intensivo	0,1

Tabla 13.B. Suelo no alterado			
Tipo de cobertura	% cobertura	% materia orgánica	Valor del Factor C
Inapreciable	25	0	0,45
Inapreciable	25	20	0,24
Inapreciable	25	40	0,15
Hierbas altas o matorral bajo (0,5 m)	25	0	0,36
Hierbas altas o matorral bajo (0,5 m)	25	20	0,20
Hierbas altas o matorral bajo (0,5 m)	25	40	0,13
Hierbas altas o matorral bajo (0,5 m)	25	80	0,041
Hierbas altas o matorral bajo (0,5 m)	75	0	0,17
Hierbas altas o matorral bajo (0,5 m)	75	20	0,12
Hierbas altas o matorral bajo (0,5 m)	75	40	0,09
Hierbas altas o matorral bajo (0,5 m)	75	80	0,038
Matorral o arbusto (2 m)	25	0	0,40
Matorral o arbusto (2 m)	25	20	0,22
Matorral o arbusto (2 m)	25	40	0,14
Matorral o arbusto (2 m)	25	80	0,042
Matorral o arbusto (2 m)	75	0	0,28
Matorral o arbusto (2 m)	75	20	0,17
Matorral o arbusto (2 m)	75	40	0,12
Matorral o arbusto (2 m)	75	80	0,040
Arboleda. Vegetación natural y repoblaciones	25	0	0,42
Arboleda. Vegetación natural y repoblaciones	25	20	0,23
Arboleda. Vegetación natural y repoblaciones	25	40	0,14
Arboleda. Vegetación natural y repoblaciones	25	80	0,089
Arboleda. Vegetación natural y repoblaciones	75	0	0,36
Arboleda. Vegetación natural y repoblaciones	75	20	0,20
Arboleda. Vegetación natural y repoblaciones	75	40	0,13
Arboleda. Vegetación natural y repoblaciones	75	80	0,041

Tabla 13. Valores del factor de cobertura vegetal de la *U.S.L.E* en suelos forestales en el Valle Central del río Guadalquivir. Fuente: Moreira (1991).

Al igual que los factores de erodibilidad y topográfico de la *U.S.L.E*, [Moreira \(1994\)](#) cartografió el coeficiente de cobertura vegetal en Andalucía para el año de referencia de 1992. En la figura 83 se muestra el resultado, observándose que la región más sensible a la pérdida de suelo asociada al uso y cobertura vegetal del suelo es el Levante almeriense (Factor C = [0,15-0,30]), fenómeno probablemente ligado a la alta densidad de cultivos de invernadero que presenta. Los valores más bajos se localizan en la cuenca baja del río Guadalquivir, hecho probablemente asociado al alto nivel de protección ambiental del Parque Nacional de Doñana y, por consiguiente, a la preservación de la vegetación natural.

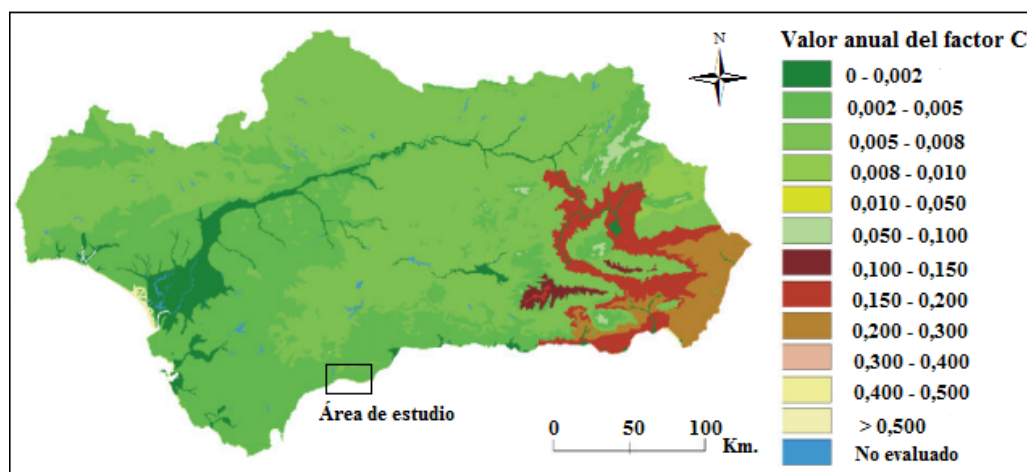


Figura 83. Valor del factor de cobertura vegetal de la U.S.L.E (Factor C) en Andalucía para el año de referencia 1992. Fuente: Moreira (1994).

Factor de prácticas de conservación de cultivos (Factor P)

El factor de prácticas o medidas de conservación (Factor P) se define como la tasa de erosión producida en un suelo sometido a determinadas medidas de conservación respecto a la pérdida máxima de suelo generada por el desarrollo de prácticas de labranza a lo largo de la pendiente de una ladera (Foster *et al.*, 1997). En definitiva, el Factor P refleja la eficacia de determinadas medidas de conservación de cultivos sobre la erosión generada en la dirección de la pendiente de una ladera, entendiéndose de este modo que cuanto menor valor adquiere el Factor P mayor es la eficacia que tales medidas ejercen contra la pérdida de suelo y viceversa. Por consiguiente, el desarrollo de este tipo de prácticas están encaminadas a reducir la pérdida de suelo en cultivos de ladera a través de la modificación del curso y reducción de la velocidad de la escorrentía superficial generada ante un determinado evento de precipitaciones (Renard y Foster, 1983).

La línea que separa, desde una perspectiva conceptual, el Factor P del de cobertura vegetal (Factor C) es, en ciertos casos, muy delgada y puede generar cierta confusión. En este sentido, las prácticas de labranza, la ejecución de rotación de cultivos mediante vegetación de muy bajo porte y la mantención de residuos vegetales en terrenos de cultivos son medidas que presentan la misma repercusión sobre la pérdida de suelo que el Factor P, pero son consideradas como prácticas de gestión de cultivos, por tanto asumidas por el Factor C (Wischmeier y Smith, 1978).

El factor de prácticas de conservación es raramente considerado para evaluar el riesgo de erosión mediante herramientas de modelización, dada la complejidad que supone su estimación en áreas muy extensas. Sin embargo, Panagos *et al.* (2015e) han llevado a cabo la estimación cuantitativa del Factor P para la Unión Europea a partir de un estudio integrado basado en el análisis de la Política Agrícola Común (*Common Agricultural Policy*; C.A.P), de aplicación en la totalidad de países miembros, y mediante un amplio número de observaciones sobre la superficie terrestre y a nivel de paisaje a partir del ‘Land Use/Cover Area frame statistical Survey; LUCAS’.

El resultado que obtuvieron se presenta en la figura 84, observándose como las regiones con el menor registro de eficacia en sus prácticas de conservación ($P = > 0,998$) son Estonia, Letonia, Lituania, Hungría, República Checa y Eslovaquia, en contraposición con el caso de Malta, constituyendo el país que registra el mayor rango de eficacia en la prevención de la erosión ($P = 0,5251$). En el caso de España, los valores más elevados del Factor P se han estimado en determinadas regiones del Sistema Ibérico y Central y las cuencas de los ríos Ebro y Guadalquivir, mientras que las medidas más eficaces en la reducción de la erosión ($P = < 0,5$) se registran en los Montes de León y en la zona litoral del norte de la Comunidad Valenciana.

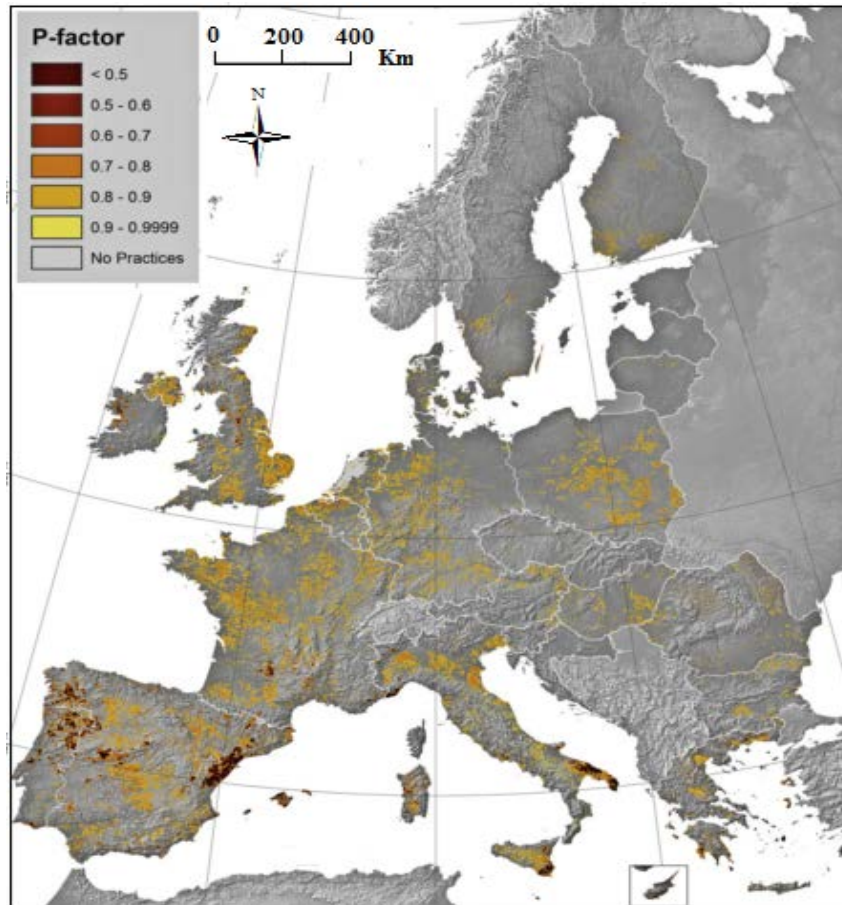


Figura 84. Estimación del factor de prácticas de conservación de la U.S.L.E (Factor P) en la Unión Europea. Fuente: Panagos *et al.* (2015e). El mapa se encuentra además accesible a través de la Base de Datos sobre Suelos de Europa (*European Soil Data Centre, ESDAC*).

De acuerdo con [Moreira \(1991\)](#), el uso de este factor se ha encontrado poco extendido en Andalucía, salvo en regiones muy concretas en las que se han llevado a cabo prácticas de aterrazamiento con fines agrícolas o de reforestación. Ello ha derivado en que, en aquellos casos de falta de datos para estimar el valor del Factor P, sea asumido un valor por defecto de 1, lo cual debe ser entendido como la completa ausencia de prácticas de conservación.

Los datos recientes ofrecidos por [Panagos et al. \(2015e\)](#) demuestran la escasez de prácticas de conservación llevadas a cabo en Andalucía, tal y como puede apreciarse en la figura 84. La mayor parte de ellas se localizan en el valle del río Guadalquivir y en zonas puntuales a lo largo del litoral mediterráneo andaluz, presentando todas ellas un nivel de eficacia no superior al 20% ($P = [0,8-0,9999]$). Este estudio proporciona además valores medios del factor de prácticas de conservación a escala regional (NUTS2), estimando para Andalucía un valor medio del factor P entre 0,95 y 0,97, sólo superado por el Principado de Asturias ($P = [0,97-0,99]$) y País Vasco ($P = [0,99-1,0]$).

2.2.3 Estimación de la tasa de producción de sedimentos de la red hidrográfica principal mediante el uso de la versión modificada de la U.S.L.E (M-U.S.L.E)

De acuerdo con lo expuesto en el apartado anterior, el objeto de la *U.S.L.E* se orientó a la elaboración de herramientas de planificación que contribuyeran a paliar la pérdida de suelo en superficies de cultivo. Sin embargo, también se percibió que dicho método podía ser aplicado además en pequeñas cuencas hidrográficas con el fin de predecir su capacidad potencial de producción de sedimentos, lo cual implicaba la necesidad de incluir un parámetro (*Delivery ratio*) que definiera la cantidad de sedimentos que eran depositados en el canal principal de transporte ([Beer et al., 1966](#); [Spraberry y Bowie, 1969](#); [Williams y Berndt, 1972](#)). En investigaciones posteriores se determinó que el uso de este parámetro no era necesario si el factor de erosividad ejercido por las precipitaciones (Factor R en la *U.S.L.E*) era sustituido por otro que definiese la magnitud de la escorrentía generada, observándose a su vez que determinadas características físicas de las cuencas hidrográficas, tal como la dimensión de su área de drenaje, su morfología o su pendiente, influenciaban de la misma forma al '*Delivery ratio*' que a la velocidad que adquiría dicha escorrentía ([Williams, 1975](#)).

Aunque la formación de escorrentía superficial se encuentra intrínsecamente relacionada con la energía con la que inciden las gotas de lluvia sobre el suelo, se determinó sin embargo que el factor que realmente condicionaba la dimensión que adquiría la escorrentía era el grado de humedad que presentaba el suelo. Posteriores estudios experimentales revelaron que suelos poco húmedos eran capaces de absorber gran parte o incluso la totalidad del volumen de precipitación incidente durante un episodio de gran intensidad, por lo que, en estos casos, no se producía la formación de escorrentía superficial y sub-superficial y, por consiguiente, no se generaban tasas de erosión. A partir de tales evidencias, la Sociedad Americana de Ingenieros Civiles (*American Society of Civil Engineers*; *A.S.C.E*) determinó que la escorrentía generada durante un evento de precipitación constituía el mejor indicador para estimar las tasas de producción de sedimentos en cuencas hidrográficas, fundamentado además en la facilidad que suponía el acceso a bases de datos que correlacionaban la cantidad de precipitación incidente con la formación de escorrentía (Fig. 85), así como la modelización de su comportamiento ([Mockus, 1964](#)).

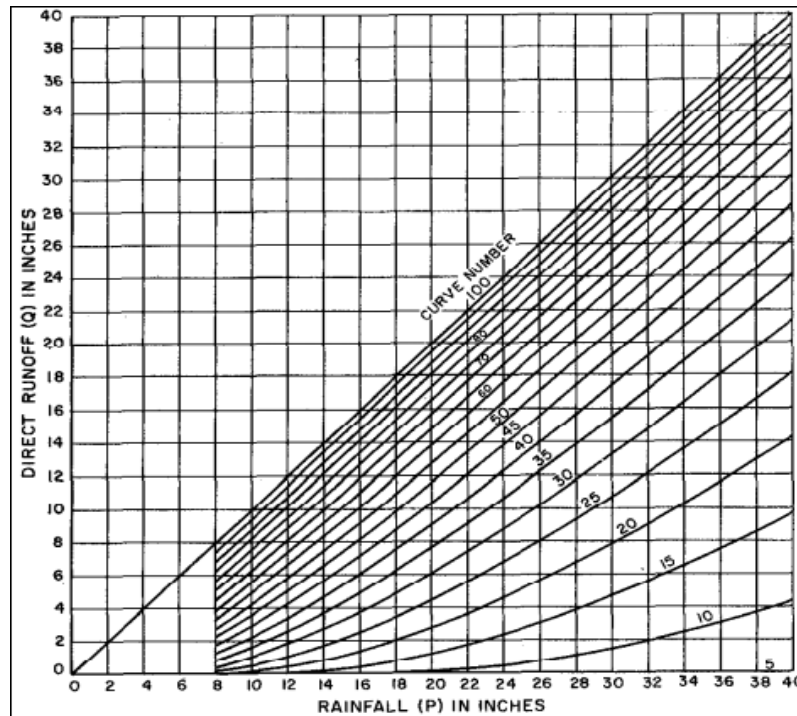


Figura 85. Relación entre el volumen de precipitación y de escorrentía generada (en inches o pulgadas, de acuerdo al Sistema Métrico Anglosajón). Fuente: Mockus (1964).

Considerando este planteamiento, [Williams \(1975\)](#) desarrolló una versión modificada (**Ec. 9**) de la *U.S.L.E* (*Modified-U.S.L.E*; *M-U.S.L.E*), posteriormente ampliada en el año 1995 (**Ec. 10**) por el mismo autor ([Williams, 1995](#)), las cuales incorporaban tales premisas a fin de predecir las tasas de producción de sedimentos en cuencas hidrográficas ante episodios puntuales de tormenta. Ésta supone, junto con la identificación de la escorrentía superficial y sub-superficial como el agente desencadenante del proceso erosivo, las principales diferencias de la expresión modificada de la *U.S.L.E* respecto a su fórmula original, cuantificando la dimensión del fenómeno de erosión como una tasa puntual de producción de sedimentos y no como un promedio anual de pérdida de suelo tal y como ofrece la *U.S.L.E*, sin considerar además ni la duración ni la intensidad del episodio de precipitaciones ([Mockus, 1964](#)).

De este modo, la versión modificada mejoraba el grado de precisión con el que se llevaba a cabo la predicción de erosión a través de la *U.S.L.E* ([Williams, 1975](#); [Williams y Berndt, 1977](#); [Erskine et al., 2002](#); [Neitsch et al., 2005](#); [Sadeghi et al., 2007](#); [Zhang et al., 2009](#)), procediendo así a la sustitución del Factor R por el que define la magnitud que adquiere la escorrentía generada.

$$Y = 11,8 (Q * q_p)^{0,56} * K * LS * C * P \quad (9)$$

$$Y_2 = 11,8 (Q * q_p * Area_{HRU})^{0,56} * K * LS * C * P * CFRG \quad (10)$$

Siendo:

Y: Tasa de producción de sedimentos, en toneladas métricas en base al S.M.I.

Y₂: Tasa de producción de sedimentos, en toneladas métricas (Williams, 1995).

[11,8 (Q * q_p)^{0,56}]: Factor de escorrentía, en base al S.M.I.

[11,8 (Q * q_p * Area_{HRU})^{0,56}]: Factor de escorrentía (Williams, 1995).

Q: Volumen de escorrentía generada ante un evento de precipitación dado, en m³ en base al S.M.I (Ec. 9) y en mm/ha de acuerdo con Williams (1995, Ec. 10).

q_p: Velocidad máxima de flujo, en m³/s en base al S.M.I (Ec. 9) y según Williams (1995; Ec. 10).

Area_{HRU}: Área de la Unidad de Respuesta Hidrológica (*Hydrologic Response Unit; H.R.U.*), entendida como aquellas zonas con idénticas características geoclimáticas, en Ha.

K, LS, C y P: Factores de la U.S.L.E.

C.F.R.G: Factor de ajuste por la presencia de fragmentos rocosos, adimensional.

En España, al igual que en el resto de países que forman parte de la Unión Europea, el sistema de referencia aplicable es el Sistema Métrico Internacional, de modo que la estimación de la tasa de producción de sedimentos se llevará a cabo mediante la aplicación de la **ecuación 9** y sus unidades correspondientes, constituyendo además la expresión empírica más utilizada en los estudios de esta naturaleza. Dado que la única diferencia con respecto a la ecuación original de la U.S.L.E, en términos matemáticos, radica en la introducción de un factor que determina el efecto de la escorrentía en el proceso de erosión, se procede a continuación a presentar el método de cálculo utilizado para su estimación.

Cálculo del volumen de escorrentía directa (sub-factor Q)

El volumen de escorrentía (sub-factor Q) se calcula mediante el método del Número de Curva, desarrollado en el año 1954 por el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (en adelante U.S.D.A por sus siglas en inglés) a fin de estimar el volumen de escorrentía generado a partir de un evento puntual de precipitación de alta intensidad (Fig. 85). La aplicación principal de este método está orientada a la cuantificación de la escorrentía a partir de hidrogramas de registros de crecidas o en relación con tasas máximas de inundaciones.

Hasta el momento se ha referido únicamente a escorrentía superficial y sub-superficial, sin embargo el método del Número de Curva contempla otros tipos de escorrentía en función del tiempo transcurrido entre que se inicia el episodio de tormenta y el momento en el que el hidrograma comienza a registrar el proceso (Mockus, 1964). Se distinguen así cuatro tipos de escorrentía:

- ❖ Escorrentía de canal (*Channel Runoff*): Este tipo de escorrentía se produce cuando la precipitación cae sobre una corriente fluyente o sobre una instalación de medida de corriente de flujo. El hidrograma suele registrar este tipo de escorrentía al comienzo de la tormenta, aunque se trata de un parámetro habitualmente despreciado ya que el volumen que genera es muy escaso.
- ❖ Escorrentía superficial (*Surface Runoff*): Tal y como se ha tratado con anterioridad, el proceso de escorrentía superficial se produce cuando la energía con la que inciden las gotas de lluvia sobre el suelo supera su capacidad de infiltración, colapsándose y generando un flujo en la dirección de la pendiente. El valor de este parámetro suele registrarse en el hidrograma una vez se han satisfecho las demandas de infiltración, intercepción y almacenamiento en la superficie del suelo.
- ❖ Flujo sub-superficial (*Sub-surface Flow*): Este proceso ocurre cuando un determinado volumen de agua ya infiltrado en el perfil superficial del suelo contacta con un estrato impermeable que impide su transmisión hacia niveles más profundos, por lo que viaja sobre éste en la dirección de la pendiente y puede resurgir nuevamente hacia la superficie en forma de manantial. Suele ser llamado también ‘flujo de rápido retorno (*quick return flow*)’, dado que es registrado por el hidrograma durante la tormenta o inmediatamente tras su finalización.
- ❖ Caudal de base (*Base flow*): Este tipo de escorrentía se produce cuando el volumen de lluvia incidente genera la superación de la capacidad de carga de un reservorio natural, tal como un lago o un pantano, generándose un flujo constante de agua en dirección opuesta al del sistema de almacenamiento.

La naturaleza del régimen climático se presenta como el elemento determinante de la tipología de escorrentía generada. De este modo, en zonas áridas es asumible que predominarán los procesos de escorrentía superficial sobre el resto mientras que en climas húmedos será más común la formación de flujo sub-superficial ([Mockus, 1964](#)). En base a ello, y dado que el régimen climático del área de estudio se caracteriza por presentar una alta tasa de insolación anual y episodios puntuales, aunque muy intensos, de precipitaciones sujetos a una elevada estacionalidad, es previsible que el agente encargado de modular la producción de sedimentos en las cuencas hidrográficas bajo estudio será la escorrentía superficial, aunque una sucesión de varias tormentas y la compleja litología de los suelos de los Sistemas Béticos podría inducir a su vez la formación de flujo sub-superficial y caudal de base en los reservorios artificiales.

En el campo de la hidrología de crecidas suele ser habitual el estudio individualizado del caudal de base, aunando el resto de tipos de flujo para definir el término ‘escorrentía directa (*Direct runoff*)’. El método del Número de Curva se encarga de estimar este tipo de escorrentía como sumatorio del proceso de escorrentía superficial y de flujo sub-superficial, despreciando la escorrentía de base dado que el volumen que genera suele ser muy escaso.

A partir de la relación existente entre el régimen de precipitación, la escorrentía y la retención de agua en niveles sub-superficiales, el método del Numero de Curva muestra la siguiente expresión (**Ec. 11**):

$$F/S = Q/P \quad (11)$$

Siendo:

F: Tasa de retención una vez el proceso de escorrentía ha comenzado, en inches (S.M.A).

S: Potencial máximo de retención, en inches (S.M.A).

Q: Volumen de escorrentía directa, en inches (S.M.A).

P: Volumen de precipitación registrado durante la tormenta, en inches (S.M.A).

NOTA: S.M.A significa Sistema Métrico Anglosajón.

El potencial máximo de retención (sub-factor S) es constante para una determinada tormenta, ya que indica la capacidad máxima de retención ante unas condiciones de suelo dadas y suponiendo que el episodio de precipitación se prolonga sin límite temporal. La tasa de retención (sub-factor F) no es constante (**Ec. 12**), siendo entendida como la diferencia entre el volumen de lluvia incidente (sub-factor P) y el volumen de escorrentía directa generado (sub-factor Q). Asumiendo que no existe proceso de abstracción inicial (I_a), entendido como la conjunción de los procesos de infiltración, interceptación y almacenamiento superficial previos al de escorrentía, el volumen de escorrentía directa vendría expresado de la siguiente forma (**Ec. 14**):

$$F = P - Q \quad (12)$$

$$(P - Q) / S = Q/P \quad (13)$$

$$Q = P^2 / (P + S) \quad (14)$$

Siendo:

F: Tasa de retención una vez el proceso de escorrentía ha empezado, en inches (S.M.A).

P: Volumen de precipitación registrado durante la tormenta, en inches (S.M.A).

Q: Volumen de escorrentía directa, en inches (S.M.A).

S: Potencial máximo de retención una vez el proceso de escorrentía ha comenzado, en inches (S.M.A).

En aquellos casos en lo que sí se identifican procesos de abstracción inicial (I_a), el volumen de precipitación causante de la formación de escorrentía ya no vendría expresado por el sub-factor P sino por la diferencia ($P - I_a$), de modo que las **ecuaciones 12 a 14** quedarían expresadas de la siguiente forma (**Ec. 15 a 17**):

$$F = (P - I_a) - Q \quad (15)$$

$$((P - I_a) - Q) / S = Q/P \quad (16)$$

$$Q = (P - I_a)^2 / ((P - I_a) + S) \quad (17)$$

Siendo:

I_a : Abstracción inicial previa al proceso de escorrentía, en inches (S.M.A).

A partir de estudios experimentales en diferentes cuencas hidrográficas, se determinó una relación empírica entre los sub-factores I_a y S (**Ec. 18**) a fin de eliminar la necesidad de estimar ambas variables para su inclusión en la **ecuación 17**, por lo que el volumen de escorrentía quedaba expresado tal como se presenta a continuación (**Ec. 19**):

$$I_a = 0,2S \quad (18)$$

$$Q = (P - 0,2S)^2 / P + 0,8S \quad (19)$$

Finalmente, el cálculo del potencial máximo de retención (sub-factor S) se lleva a cabo a través del Número de Curva (*Curve Number; CN*), un parámetro hidrológico determinado experimentalmente por el Servicio de Conservación de Suelos de los Estados Unidos (en adelante *N.R.C.S* por sus siglas en inglés) y que guarda una relación directa con la máxima capacidad potencial de infiltración del suelo. Los valores del Número de Curva oscilan de 0 a 100 y se encuentran expresados en tablas en función de los antecedentes de humedad del suelo (*Antecedent Moisture Conditions, A.M.C*) en los cinco días previos al episodio de tormenta, de modo que, una vez conocido su valor, el cálculo del Factor S se llevaría a cabo aplicando la siguiente ecuación (**Ec. 20**):

$$S = (1000 / CN) - 10 \quad (20)$$

Siendo:

S : Potencial máximo de retención una vez el proceso de escorrentía ha comenzado, en inches (SMA).

CN : Número de Curva, adimensional entre 0 y 100.

Los factores principales que intervienen sobre el valor del Número de Curva son el Grupo Hidrológico de Suelo (*Hydrologic Soil Group, H.S.G*), tipo de cobertura del suelo y antecedentes en las condiciones de escorrentía (*N.R.C.S, 1986*). Entre ellos es preciso destacar el Grupo Hidrológico de Suelo, un patrón alfabético de clasificación de suelos (A, B, C y D) en función de su capacidad de infiltración, lo cual viene determinado por la litología del suelo. En aquellos suelos que presentan un escaso nivel de alteración antrópica, dicho sistema establece cuatro agrupaciones (*Musgrave, 1955*), a saber:

1. Grupo Hidrológico tipo A: Se trata de suelos con elevadas tasas de infiltración incluso ante condiciones significativas de humedad, fenómeno que articula su bajo potencial de escorrentía superficial. Este grupo lo constituyen, principalmente, suelos arenosos o gravosos profundos con altas velocidades de transmisión de agua, definido este término como la velocidad a la que el agua se desplaza hacia niveles estratigráficos más profundos.

2. Grupo Hidrológico tipo B: En este grupo se incluyen aquellos suelos moderadamente profundos, con tasas de infiltración de menor magnitud que los suelos tipo A y texturas que oscilan entre moderadamente finas y gruesas, es decir, aquellas que permiten la infiltración de agua hacia niveles profundos pero a menor escala que los suelos tipo A.

3. Grupo Hidrológico tipo C: Se trata de suelos con una escasa tasa de infiltración cuando se encuentran previamente húmedos. Este tipo de suelos suele presentar una capa estratigráfica que impide el movimiento de agua hacia niveles más profundos, predominando en este caso las texturas moderadamente finas o finas.

4. Grupo Hidrológico tipo D: Dentro de este grupo se incluyen los suelos con una alta tasa de escorrentía superficial y, por ende, muy baja velocidad de transmisión de agua hacia niveles profundos del perfil estratigráfico. La textura de las partículas que lo componen es predominantemente fina o muy fina, con presencia de alguna capa arcillosa en superficie o integrando el estrato sub-superficial del suelo. También se incluyen en este grupo los suelos poco profundos con presencia de alguna capa impermeable o elevado nivel freático que impide la transmisión de agua en profundidad.

En aquellos suelos que registran un cierto grado de alteración antrópica, [Brakensiek y Rawls \(1983\)](#) propusieron la asignación del Grupo Hidrológico de Suelo en función de la textura de las partículas que lo componen, asumiendo que no se han producido procesos significativos de compactación (Tabla. 14).

Grupo Hidrológico de Suelo	Textura de las partículas de suelo
A	Arenosa, franco-arenosa o arenosa-franca
B	Franco-limosa o franca
C	Franco-arcillo-arenosa
D	Franco-arcillosa, franco-arcillo-limosa, arcillo-arenosa, arcillo-limosa, limo-arcillosa o arcillosa

Tabla 14. Grupos Hidrológicos de Suelo en función de la textura del suelo.

Fuente: Brakensiek y Rawls (1983); *N.R.C.S* (1986).

El uso de este patrón de clasificación de suelos en España no se encuentra tan extendido como en Estados Unidos, dado que la Base de Referencia Mundial para los Recursos del Suelo, constituyendo el sistema de clasificación más reciente y vigente en la actualidad en nuestro país, proporciona un mayor rango de precisión a la hora de caracterizar la tipología de suelos. No obstante, el Grupo Hidrológico de Suelo constituye un parámetro de gran relevancia en el marco del presente estudio, ya que las herramientas modernas de modelización de pérdidas de suelo de origen americano continúan aplicando este parámetro para la estimación del Número de Curva y, por consiguiente, para llevar a cabo el cálculo del volumen de escorrentía directa generado durante un evento puntual de precipitaciones (sub-factor Q; **Ec. 14**).

Cálculo de la velocidad máxima de flujo (sub-factor q_p)

El sub-factor q_p se calcula a través del Método Gráfico de Umbral de Descarga (*Graphical Peak Discharge Method*), desarrollado en el año 1983 por el Servicio de Conservación de Suelos de los Estados Unidos (en adelante *S.C.S.*, por sus siglas en inglés) para calcular gráficamente la velocidad máxima de flujo en áreas urbanas y rurales (**Ec. 21**; [N.R.C.S, 1986](#)).

$$q_p = q_u * A_m * Q * F_p \quad (21)$$

Siendo:

q_p : Velocidad máxima de flujo, en pie^3/seg . en base al S.M.A y m^3/s según el S.M.I.

q_u : Máximo de descarga unitaria, en $[\text{pie}^3/\text{seg} * \text{milla}^2]$ según el S.M.A y $[\text{m}^3/\text{s} * \text{Km}^2 * \text{mm}]$ según el S.M.I.

A_m : Área de drenaje de la cuenca, en milla^2 en base al S.M.A y Km^2 según el S.M.I.

Q : Volumen de escorrentía directa, en inches en base al S.M.A y m^3 en el S.M.I.

F_p : Factor de ajuste que indica la proporción de pantanos y estanques presentes en la cuenca, adimensional.

De acuerdo con [Zhang et al. \(2009\)](#), el umbral de descarga unitaria (q_u) se calcula a partir de la siguiente expresión (**Ec. 22**):

$$q_u = 10 e^{(C_0 + (C_1 * \log T_c) + (C_2 * \log T_c)^2)} \quad (22)$$

Siendo :

q_u : Máximo de descarga unitaria, en $[\text{m}^3/\text{s} * \text{Km}^2 * \text{mm}]$ según el S.M.I.

T_c : Tiempo de concentración, en horas.

C_0 , C_1 y C_2 : Coeficientes tabulados a partir del cociente I_a/P para tres tipos de distribución de precipitaciones (0, 1 y 2).

El tiempo de concentración (T_c) se define como el tiempo que emplea el flujo de escorrentía en viajar desde el punto hidrológicamente más lejano de la cuenca hasta un punto de interés fijado por el investigador ([N.R.C.S, 1986](#)). Este parámetro es calculado mediante el concepto de tiempo de viaje (*Travel time*, T_t), definido como el tiempo que emplea el agua en desplazarse desde un lugar a otro dentro de una cuenca. Finalmente, el tiempo de concentración es computado mediante la suma de los tiempos de viaje que emplea el flujo de agua a lo largo de los diferentes segmentos del sistema de canales de drenaje (**Ec. 23**).

$$T_c = T_t \text{ sheet} + T_t \text{ shallow} \quad (23)$$

A la vista de la **ecuación 23** se distinguen dos tipos de flujos: *sheet flow* y *shallow concentrated flow*. El flujo laminar o *sheet flow* hace referencia a aquel que se desplaza sobre una superficie plana, siendo habitual su origen en la cabecera de los arroyos. Para este tipo de flujos, el coeficiente de rugosidad de Manning (coeficiente n) es considerado muy efectivo ya que asimila el efecto derivado del impacto de las gotas de lluvia sobre el suelo, de las labores de arrastre desarrolladas sobre una determinada superficie y de la presencia de obstáculos tales como crestas de cultivos, restos de vegetación o rocas, entre otros. De este modo, el tiempo de viaje para flujos laminares menores a 91,4 metros de longitud (300 pies según el S.M.A) se determina a través de la solución kinemática de Manning, presentada en la **ecuación 24** ([Overton y Meadows, 1976](#)).

$$T_t \text{ sheet} = [0,007 (n * L)^{0,8}] / [(P_2)^{0,5} * s^{0,4}] \quad (24)$$

Siendo:

$T_t \text{ sheet}$: Tiempo de viaje de un flujo de tipo laminar, en horas (S.M.A).

n: Coeficiente de rugosidad de Manning, adimensional.

L: Longitud del flujo, en pies (S.M.A).

P_2 : Precipitación durante 24 horas con un período de retorno de 2 años, en inches (S.M.A).

s: pendiente del gradiente hidráulico, en porcentaje (S.M.A).

De acuerdo con las unidades del Sistema Métrico Internacional, la **ecuación 24** quedaría expresada tal como refleja la **ecuación 25** (Zhang *et al.*, 2009):

$$T_t \text{ sheet} = [0,091 (n * L)^{0,8}] / [(P_2)^{0,5} * s^{0,4}] \quad (25)$$

Siendo:

$T_t \text{ sheet}$: Tiempo de viaje de un flujo de tipo laminar, en horas.

n: Coeficiente de rugosidad de Manning, adimensional.

L: Longitud del flujo, en metros.

P_2 : Precipitación durante 24 horas con un período de retorno de 2 años, en mm.

s: Pendiente del gradiente hidráulico, en porcentaje.

Una vez el flujo de escorrentía supera los 91,4 metros de longitud (300 pies según el S.M.A), el flujo laminar se transforma en un flujo concentrado de poca profundidad (*Shallow concentrated flow*) cuya velocidad media será función de la pendiente del curso de agua y las características morfológicas del canal. De este modo, el tiempo de viaje acorde a la trayectoria restante del flujo hasta que éste llega a un canal definido se estima de la siguiente forma (**Ec. 26**):

$$T_t \text{ shallow} = L / (3600 * V) \quad (26)$$

Siendo:

$T_t \text{ shallow}$: Tiempo de viaje para un flujo concentrado poco profundo, en horas (S.M.A).

L: Longitud del flujo, en pies (S.M.A).

V: Velocidad media, en pies/segundo (S.M.A).

3600: Factor de conversión de segundos a horas.

Según la fórmula de Manning, la velocidad media del flujo (sub-factor V) se determina tal y como indica la **ecuación 27** (N.R.C.S, 1986):

$$V = [1,49 * r^{0,67} * s^{0,5}] / n \quad (27)$$

Siendo:

V: Velocidad media de flujo, en pies/segundo (S.M.A).

r: Radio hidráulico, en pies (S.M.A).

s: Pendiente del gradiente hidráulico, en porcentaje.

n: Coeficiente de rugosidad de Manning para un canal abierto, adimensional.

El radio hidráulico, entendido como la relación entre el área mojada y el perímetro húmedo de un canal o conducto, se calcula mediante la siguiente expresión (**Ec. 28**):

$$r = a/P_w \quad (28)$$

Siendo:

r: Radio hidráulico, en pies (S.M.A).

a: Área del flujo transversal, en pies² (S.M.A).

P_w: Perímetro humedecido, en pies (S.M.A).

Finalmente, de acuerdo con [Zhang et al. \(2009\)](#), el tiempo de viaje de un flujo concentrado de escasa profundidad viene expresado, en unidades del Sistema Métrico Internacional, de la siguiente forma (**Ec. 29**):

$$T_{t \text{ shallow}} = (3,281 * L) / (3600 * 16,1345 * s^{0,5}) \quad (29)$$

Siendo:

T_{t shallow}: Tiempo de viaje de un flujo concentrado de escasa profundidad, en horas.

L: Longitud del flujo, en metros.

s: Pendiente del gradiente hidráulico, en porcentaje.

El factor de ajuste que indica la proporción de pantanos y estanques presentes en la cuenca (sub-factor F_p) se establece mediante el uso de tablas que lo relacionan con el porcentaje de superficie de la cuenca ocupada por estos sistemas (Fig. 86).

Percentage of pond and swamp areas	F _p
0	1.00
0.2	0.97
1.0	0.87
3.0	0.75
5.0	0.72

Figura 86. Valores del factor de ajuste sobre la proporción de pantanos y estanques presentes en una cuenca (sub-factor F_p). Fuente: *N.R.C.S* (1986).

El resto de factores implícitos en el cálculo del umbral de velocidad de flujo de escorrentía (sub-factor q_p), es decir, el área de drenaje de la cuenca (A_m) y el volumen de escorrentía directa (sub-factor Q) se extraen a partir de la caracterización de la cuenca y la aplicación del método del Número de Curva respectivamente.

Una vez presentados los elementos conceptuales fundamentales de la *M-U.S.L.E* es preciso resaltar que, si bien es cierto que se trata de una metodología empírica desarrollada en el último tercio del S. XX mediante estudios experimentales y para su aplicación en los Estados Unidos, su uso reciente a escala internacional se encuentra muy extendido.

Tal y como se abordó al comienzo del apartado metodológico, algunas herramientas recientes de modelización de pérdidas de suelo, como es el caso del modelo de tipo físico *SWAT* (*Soil and Water Assessment Tool*; [Arnold et al., 1998](#)) entre otros, han incorporado la versión ampliada de este procedimiento ([Williams, 1995](#)) en lo que concierne a la estimación de tasas erosivas a escala de cuenca hidrográfica.

Recientes estudios revelan resultados exitosos a escala internacional que abordan la aplicación de la *M-U.S.L.E* a través de esta herramienta de modelización numérica (Mukundan *et al.*, 2013; Yesuf *et al.*, 2015; Palazón y Navas, 2015; entre otros), lo cual demuestra que la versión modificada de la *U.S.L.E* continúa constituyendo en tiempos recientes una herramienta vigente en el contexto de la estimación de pérdidas de suelo a escala de cuenca hidrográfica.

En este contexto, los Sistemas de Información Geográfica (en adelante S.I.G) han posibilitado el rescate de los métodos originales de cuantificación de pérdidas de suelo desarrollados a mediados del S. XX y facilitado su aplicación en el panorama erosivo actual con un mayor rango de precisión. El desarrollo de herramientas hidrológicas espaciales para su procesado a través de los S.I.G y la implementación de modelos numéricos de erosión en este tipo de sistemas ha permitido a los investigadores la realización de estudios sobre pérdidas de suelo a escala local de una forma más rápida y sencilla (Tim y Jolly, 1994), resolviendo así las limitaciones que contemplaban los métodos originales, ligadas en su mayoría a la dificultad que suponía la gestión y manipulación de los abundantes datos de partida que demandan este tipo de modelos a dicha escala de análisis (Avwunudiogba y Hudson, 2014). En áreas con una compleja topografía, como es el caso de la zona de estudio, el desarrollo de Modelos Digitales del Terreno (en adelante M.D.T) y su procesado mediante los S.I.G ha permitido la modelización tridimensional de la pérdidas de suelo (Desmet y Govers, 1995), lo cual ha contribuido, no sólo al conocimiento de datos cuantitativos que informan de la dimensión del fenómeno erosivo, sino también sobre su espacialización.

En base a ello, se ha procedido a aplicar una herramienta de modelización del proceso de producción de sedimentos a escala de cuenca hidrográfica denominada ArcMUSLE[®] (Zhang *et al.*, 2009), integrable como interfaz independiente para su uso a través de la versión 9.3 de ArcGIS[®]. Este modelo, desarrollado en un lenguaje de programación C⁺⁺ mediante ArcObjects[®], se basa en la superposición de datos espaciales rasterizados concernientes a las diferentes variables implicadas en el proceso de pérdida de suelo de acuerdo con los criterios que establece la versión modificada de la *U.S.L.E* (Fig. 87). Para llevar a cabo este proceso, el modelo se encarga de procesar el algoritmo presentado en la **ecuación 9** y resolver el desarrollo metodológico detallado en las **ecuaciones 12 a 29**.

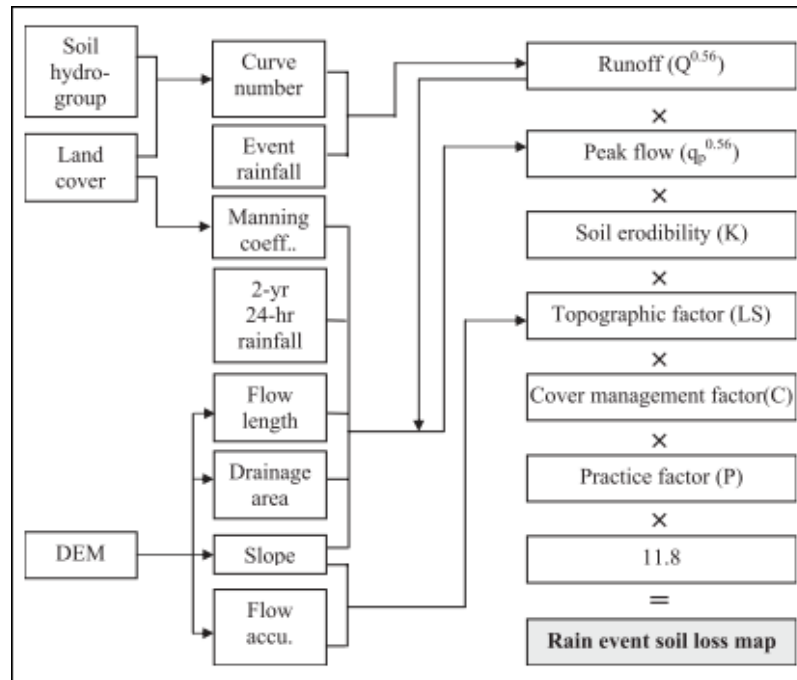


Figura 87. Proceso de cálculo de ArcMUSLE® para la estimación de la tasa de producción de sedimentos en una cuenca hidrográfica. Fuente: Zhang *et al.* (2009).

De acuerdo con los autores, el volumen de escorrentía directa (sub-factor Q) es extraído a partir de los datos edáficos, es decir, a partir del Grupo Hidrológico de Suelo, coeficiente de erodibilidad (Factor K) y la pendiente de la ladera. La velocidad de escorrentía (sub-factor q_p) es estimada en ArcMUSLE® a partir de los datos sobre la cobertura del suelo, los valores de elevaciones que proporciona el Modelo Digital del Terreno y el valor del volumen de escorrentía directa calculado anteriormente. Los valores de los factores de erodibilidad (Factor K), cobertura vegetal de suelo (Factor C) y prácticas de conservación (Factor P) deben ser introducidos por el investigador de la forma que considere oportuna, bien a partir de datos tomados *in-situ* junto con el cálculo numérico según el desarrollo metodológico de la U.S.L.E, o bien a través de la revisión bibliográfica sobre los valores de estos factores ya publicados según las propiedades edáficas y de uso del suelo, escogiéndose en el presente estudio esta última opción. Finalmente, el factor de longitud y grado de inclinación de la pendiente (Factor LS) es calculado por el modelo de forma independiente mediante la aplicación de la ecuación desarrollada por Moore y Burch (1986), la cual se muestra a continuación (Ec. 30):

$$LS = (A / 22,13)^{0,4} * (\sin \theta / 0,0896)^{1,3} \quad (30)$$

Siendo:

LS: Factor de longitud y grado de inclinación de la pendiente, adimensional.

A: Producto de la acumulación de flujo y el tamaño de celda.

θ : Pendiente de la ladera, en grados.

El cálculo numérico se lleva a cabo en tres etapas (Fig. 88). En la primera, el investigador debe fijar el directorio de trabajo, añadir la espacialización de la divisoria de aguas de la cuenca en formato vectorial y fijar la resolución a la que se llevará a cabo la modelización, la cual es conveniente asociar a la resolución que emplea el M.D.T. La segunda etapa es de vital importancia, pues supone el momento en el que deben introducirse las variables que utiliza la *M-U.S.L.E* para realizar el cálculo numérico, es decir, la capa del Modelo Digital del Terreno, el valor de precipitaciones acorde al episodio puntual considerado, la pendiente media de la ladera, el coeficiente de erodibilidad (Factor K), el Grupo Hidrológico de Suelo, el valor del factor de cobertura del suelo (Factor C), el código de uso del suelo (*Land-Cover Code*) y los valores del coeficiente de rugosidad de Manning (n). La tercera y última fase del proceso requiere la introducción de la cota más elevada de la longitud de la pendiente de la ladera, los antecedentes de humedad del suelo, un valor para el factor de prácticas de conservación (Factor P) y, finalmente, el tamaño de la red de drenaje como un número de píxeles.

The figure displays three sequential screenshots of the ArcMUSLE model's graphical user interface, organized into three distinct panels.

- Panel 1: MUSLE Calculation: 1. Analysis Property Setting**
 - Displays the MUSLE equation: $MUSLE: Y = 95 \times (Q \times q_p)^{0.56} \times K \times LS \times C \times P$ (English Unit).
 - Includes a 'Working directory' field with a 'Browse' button.
 - Includes a 'Watershed boundary' dropdown menu.
 - Includes a 'Cell size layer' dropdown menu and a 'Cell size' input field with a unit of 'meters'.
- Panel 2: MUSLE Calculation: 2. Input layers selection**
 - DEM section:** Includes a 'DEM layer' dropdown, a 'DEM Z unit' selection (radio buttons for 'meter' and 'foot'), and a 'Rainfall' section with a 'Rainfall layer' dropdown and a '2 year 24 hours event' dropdown.
 - Soil section:** Includes a 'Soil layer' dropdown, a 'Midslope' dropdown, a 'K factor' dropdown, and an 'HSG' dropdown.
 - Land cover / use section:** Includes a 'land cover layer' dropdown, an 'LC code' dropdown, a 'C factor' dropdown, and a 'Mannings n' dropdown.
- Panel 3: MUSLE Calculation: 3. Parameters setting**
 - Includes a 'Please set upper bound of slope length, if unknown, use default' input field with a value of '122' and a unit of 'meters'.
 - Includes a 'Please choose the antecedent moisture condition, if unknown, choose Average' dropdown menu.
 - Includes a 'Please enter the rainfall event to 1/100th of an inch (assumes a 24 hr event)' input field with a unit of 'inches'.
 - Erosion control practice factor P:** Includes radio buttons for 'Use 1 as default' and 'P factor raster layer', with a corresponding dropdown menu.
 - Drainage network size:** Includes a text box stating 'In order to define Drainage network, a minimum number of cells needs to be set before the analysis, please choose watershed location or specify.' and radio buttons for 'watershed location' (with a dropdown) and 'manully specify' (with an input field).

Figura 88. Interfaz del modelo ArcMUSLE® para la estimación de la tasa de producción de sedimentos de una cuenca hidrográfica. Fuente: Zhang *et al.* (2009).

En lo que respecta al uso de esta metodología debe tenerse en cuenta que fue diseñada y testada experimentalmente en Estados Unidos. Esto quiere decir que los valores del factor de erodibilidad (Factor K) y del código de la tipología de cobertura del suelo (*LC Code*) serán especialmente sensibles a las unidades y términos cuantitativos en los que se expresan, debiendo ser asignados de acuerdo con la relación de valores y unidades estipulados en Estados Unidos a través de informes publicados por el *N.R.C.S.*

2.3 Análisis granulométrico de sedimentos

El análisis de las propiedades texturales de los sedimentos que componen el suelo constituye una metodología muy extendida en el campo de la geomorfología y la sedimentología. En este marco, el conocimiento de los diferentes rangos de tamaño de las partículas que configuran el perfil superficial del suelo se prevé esencial para comprender y formular hipótesis sobre la dimensión que han adquirido los procesos de erosión, transporte y sedimentación en un determinado área a lo largo del tiempo ([Kidd y Bossong, 1987](#)).

La aplicación de esta metodología se ha centralizado frecuentemente en el análisis granulométrico de las fracciones de sedimentos de textura mayoritariamente arenosa que configuran el sistema playa-duna, entre otras razones debido a la extraordinaria función que los sistemas dunares desempeñan en el flujo de sedimentos hacia las playas, actuando como verdaderas reservas de sedimento, sirviendo de amortiguación a la subida del nivel del mar asociada a eventos de bajas presiones y reduciendo, de este modo, la regresión de la línea de costa ([Ruz y Hesp, 2014](#)). Esta es precisamente la razón principal por la que el emplazamiento de superficies urbanas con una cercanía cada vez más creciente hacia la línea de costa, junto con la construcción de infraestructuras de servicios en forma de paseos marítimos y vías de acceso peatonal a las playas y el desarrollo de actuaciones de limpieza de playas con afectación directa al frente dunar, han constituido algunos de los condicionantes del sobredimensionamiento de los fenómenos erosivos en las playas del área de estudio.

De acuerdo con [Abuodha \(2003\)](#), la distribución del tamaño de los sedimentos en sistemas dunares se encuentra condicionado por cinco factores: I) la distancia de las dunas respecto a la línea de costa, II) la distancia que las separa respecto a la fuente de aporte, III) la litología de las partículas de suelo que compone la corteza terrestre, IV) la topografía y, finalmente, V) los mecanismos de transporte sedimentario, todos ellos factores de gran implicación en la posible configuración de los sistemas dunares del área de estudio, como se apuntará en las siguientes líneas.

El principal elemento a destacar en la zona de estudio consiste en la presencia, con anterioridad a la implantación de la industria del turismo en la Costa del Sol Occidental, de unos mantos eólicos en aparente estado de madurez que se distribuían a lo largo de la sección oriental de la ensenada de Marbella, es decir, aquella comprendida entre la desembocadura de río Real y las actuales dunas de Artola (Fig. 89), y de los que en la actualidad únicamente persisten pequeños relictos en avanzado estado de degradación junto al mencionado sistema dunar debido a su protección en el año 2003 como Monumento Natural por la Administración Regional.

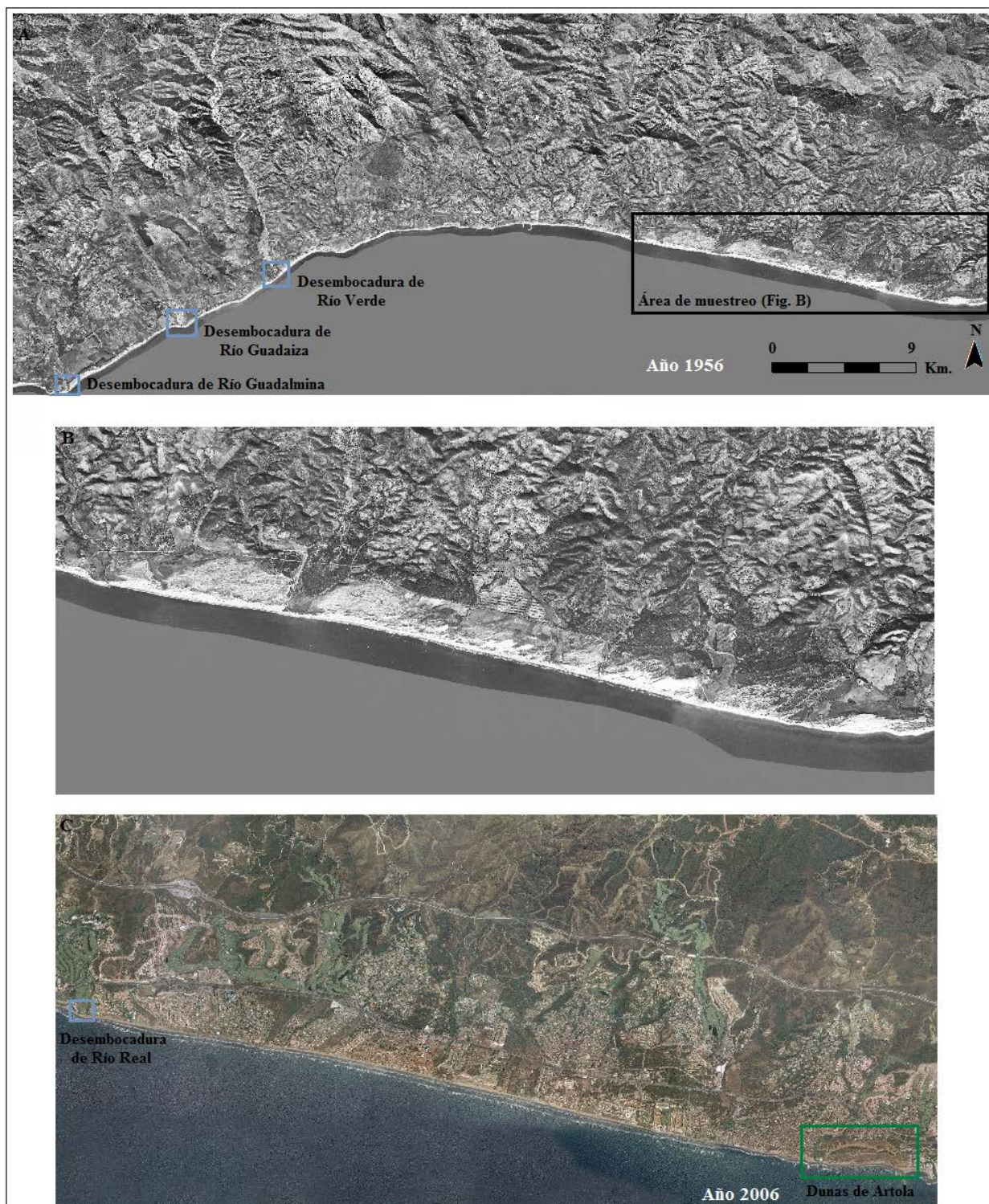


Figura 89. Imagen aérea de la sección oriental de la ensenada de Marbella.
 Fuente: Las imágenes A y B (superior y central) comprenden diferentes panorámicas de la Ortofotografía tomada en el año 1956 sobre el área de estudio, mientras que la imagen C (inferior) es un extracto de la Ortofotografía en color tomada en el año 2006, todas ellas obtenidas de la REDIAM de la Junta de Andalucía.

El origen de tales formaciones sedimentarias supone actualmente una incógnita sujeta a investigación. Según el modelo conceptual propuesto por [Guisado-Pintado et al. \(2016\)](#), las dunas de Artola (o de Cabopino) podrían responder a una génesis característica de morfologías litorales atlánticas, según la cual los depósitos de sedimentos que la configuran habrían sido expuestos en la forma que muestran en la actualidad por el descenso del nivel del mar acontecido durante la Glaciación del Pleistoceno (desde hace 2.5 M.a hasta hace 11.500 años aproximadamente).

Sin embargo, el afloramiento de *Beachrock* en la playa de Cabopino (Fig. 90) generalmente tras la ocurrencia de un episodio de tormenta, entendidas estas formaciones como una matriz sólida de sedimentos de playa en fase litificada debido a la precipitación de partículas carbonatadas ([Vousdoukas et al., 2007](#)), sugieren la formulación de otro tipo de hipótesis, como su posible consideración como dunas rampantes (*climbing dunes*). De acuerdo con [Bateman et al. \(2012\)](#), las dunas rampantes constituyen acumulaciones de sedimentos sobre una matriz basal con cierto grado de pendiente, pudiendo ser ésta la matriz de *Beachrock* anteriormente referida, cuya fuente de aporte no responde únicamente a procesos eólicos procedente del sistema rompiente-playa, sino también de origen directamente fluvial, tal como depósitos de *debris-flow* o los coluvios. Según [Onna \(1979\)](#), los depósitos coluviales suelen registrarse habitualmente al pie de una montaña y se hallan frecuentemente compuestos por una amalgama de cantos, gravas y elementos más finos, de modo que el registro granulométrico revelaría en tal caso cierta heterogeneidad en las clases de tamaño.



Figura 90. Depósitos de *Beachrock* en la playa de Cabopino.
Fuente: *Coastal Environments Research Group*.

En lo que respecta a la distancia de las dunas de Artola respecto a la fuente de aportes, el emplazamiento de este sistema dunar guarda una situación de oposición geográfica a la desembocadura de los grandes ríos vertientes a la ensenada de Marbella (Fig. 89), razón por la que la distancia de transporte de sedimentos en su fase litoral se prevé prolongada en el tiempo, fenómeno a su vez resultante en el potencial registro de tamaños de partículas más finos que los registrados en la fuente original de aporte ([McLaren, 1981](#); [McLaren y Bowles, 1985](#)).

Junto al argumento de Abuodha, otros autores tales como [Pye y Tsoar \(1990\)](#), [Lancaster \(1995\)](#) o [Lancaster et al. \(2002\)](#) documentaron que tanto la distribución del tamaño de las partículas de sedimento como el grado de clasificación constituían parámetros sujetos a variabilidad espacial, fenómeno que radica en los diferentes patrones de movilidad que experimentan dichas partículas conforme a su tamaño ante la incidencia de un agente causante de removilización y retrabajamiento, en este caso el viento. Ello se traduce, según [Lancaster \(1981\)](#) y siempre en términos generales, en el previsible registro de tamaños de grano gruesos y escasamente clasificados al pie de las dunas embrionarias, y más finos y mejor clasificados a medida que se profundiza en el perfil dunar.

Estudios de similar naturaleza se han llevado a cabo recientemente en diferentes ambientes dunares a escala mundial, tanto continentales como litorales. Un ejemplo del primer caso es el llevado a cabo por [Zhang et al. \(2015b\)](#) en varios sistemas dunares localizados en el desierto de Tengger en China, obteniéndose, de una parte, que el grado de clasificación del sedimento mejora a medida que el tamaño de las partículas se reduce y, además, que la relación entre el tamaño medio de partícula, el grado de simetría y la curtosis está sujeta a cierta variabilidad espacial a lo largo del perfil dunar. Otro estudio realizado en las dunas costeras de Orissa en la India ([Purkait et al., 2015](#)) reveló, si bien de forma generalizada, una ligera reducción en el tamaño medio de las partículas de sedimentos desde la base hasta la cresta de las dunas y un pobre grado de clasificación en la base que mejoraba sutilmente hacia la cresta, similar a lo apuntado por Lancaster en los años 80, mientras que la simetría y la curtosis experimentaban numerosas variaciones a lo largo del perfil dunar debidas a procesos muy concretos relacionados con posibles fluctuaciones en la energía ejercida por el viento o a procesos de retrabajamiento del sedimento.

A partir de tales estudios es posible extraer que el análisis granulométrico de sedimentos continua constituyendo en la actualidad un método útil para la obtención de información sobre los procesos terrígenos y litorales que sirven de origen a los depósitos sedimentarios costeros, tal como los sistemas dunares. No obstante, el marcado carácter local de los agentes que controlan la granulometría y morfología de las partículas de sedimento, así como su espacialización a lo largo del perfil dunar, restan precisión a la consideración de generalizaciones y demandan, por consiguiente, la elaboración de estudios a escala local como el que se muestra en el presente estudio.

2.3.1 Principios del análisis granulométrico de sedimentos

El fundamento teórico del análisis granulométrico de sedimentos se basa, en términos genéricos, en la obtención de los diferentes rangos de tamaño de las partículas de sedimento presentes en una muestra mediante procesos de tamización, bien mecánica o automatizada, y en el subsecuente cálculo, a partir de los datos extraídos, de variables estadísticas que informan sobre el grado de clasificación de tales partículas o *sorting*, el grado de asimetría o *skewness* y la curtosis o *kurtosis*.

A mediados del S. XX, investigadores de referencia en el campo de las ciencias del suelo como fueron Robert L. Folk y William C. Ward advirtieron de la existencia de dos conceptos que, en este contexto temporal, gozaban de un escaso grado de entendimiento en el campo de la geología aplicada, estos eran el tamaño medio de grano y el grado de clasificación (Folk y Ward, 1957). En la actualidad, la interpretación de dichos conceptos ha sido extensamente abordada a través de numerosos trabajos de investigación, apreciándose la alusión en la gran mayoría de ellos a los estudios llevados a cabo por los citados investigadores como punto de partida.

De acuerdo con Blott y Pye (2001), el grado de clasificación se define como el grado de dispersión de las diferentes clases de tamaños de partículas presentes en la muestra de sedimentos en torno al tamaño medio. Conforme a la citada fuente, el concepto de asimetría debe entenderse como el grado de dispersión de las clases de tamaño de partículas hacia un extremo u otro de la curva granulométrica, es decir, hacia tamaños finos o gruesos. Finalmente, la curtosis define el grado de concentración de los diferentes rangos de tamaños en torno a la mediana del tamaño de partículas presentes en la muestra. En términos más clarificadores, el *sorting* de una muestra de sedimentos informa de un buen grado de clasificación ante la predominancia de una clase de tamaño frente a otra (Fig. 91), constituyendo el parámetro de mayor relevancia en términos sedimentarios y geomorfológicos ya que informa sobre la naturaleza del agente responsable del transporte de las partículas.

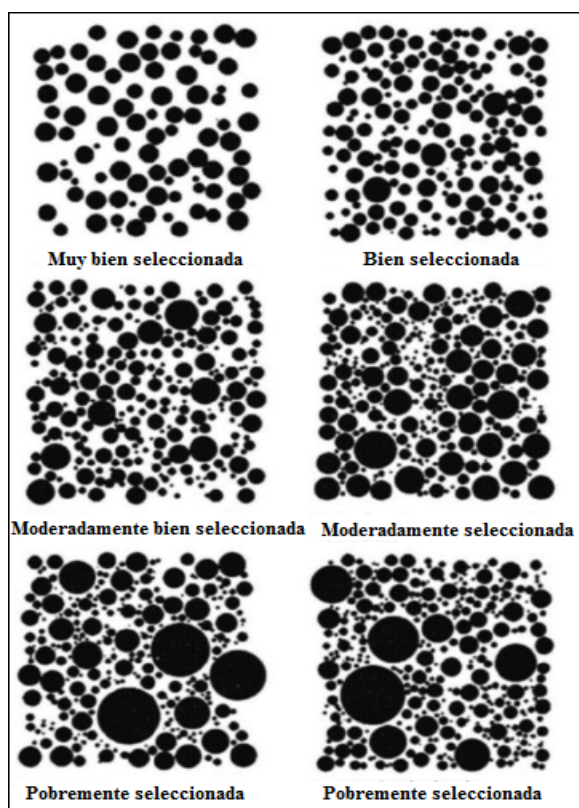


Figura 91. Ilustración de los diferentes grados de clasificación o *sorting* en una muestra de sedimentos. NOTA: Los tamaños de las diferentes esferas hacen referencia a la predominancia de unos tamaños de grano sobre otros. Fuente: Modificado de Boggs (2009).

Por su parte, tanto el grado de asimetría como la curtosis son medidas de centralización en torno a la media y mediana del tamaño de partícula respectivamente y su principal finalidad consiste en contrastar los resultados arrojados por el *sorting*. El grado de asimetría informa de la tendencia de las diferentes clases de tamaños presentes en la muestra hacia fracciones finas o gruesas, registrándose asimetría positiva ante la predominancia de clases de tamaños finos frente a gruesos (exceso o cola de finos) y asimetría negativa en el caso contrario (exceso o cola de gruesos; Fig. 92).

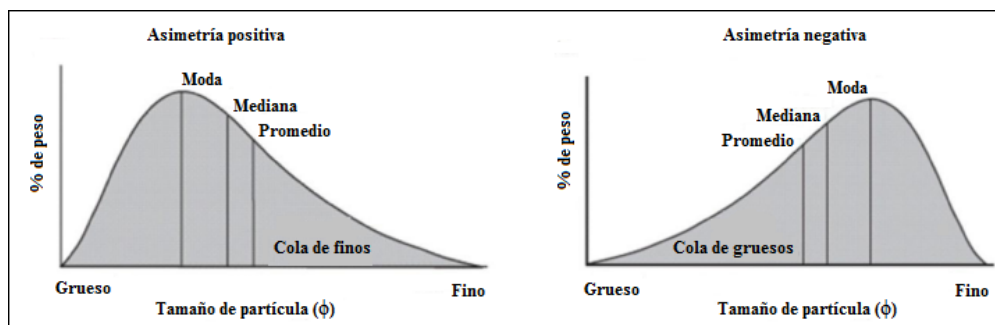


Figura 92. Ilustración de los diferentes grados de asimetría o *skewness* en una muestra de sedimentos.
Fuente: Modificado de Boggs (2009).

La curtosis informa de la variación de las diferentes clases de tamaño presentes en la muestra respecto a la mediana del tamaño de partícula, determinándose que una muestra es platicúrtica cuando existe una abundante proporción de clases de tamaños similares a la mediana del tamaño de partícula (Fig. 93.C), es decir, no se registra una clase de tamaños que destaque de forma categórica sobre otra, por lo que este tipo de muestras suelen encontrarse además moderadamente clasificadas. Por el contrario, se dice que una muestra es leptocúrtica (Fig. 93.A) cuando una clase de tamaños destaca notablemente, en términos de porcentaje en peso en la muestra, sobre el resto, patrón que se ajusta a aquellas muestras que presentan un buen grado de clasificación. Finalmente, una muestra es de tipo mesocúrtica cuando el patrón de distribución de las diferentes clases de tamaños prosiguen una forma denominada normal o estándar. Es decir, se trata de muestras en las que puede observarse una ligera predominancia de una clase de tamaños sobre otra pero adquieren, a diferencia del resto, una mayor heterogeneidad granulométrica caracterizada por el registro de cierta fracción de peso en la mayoría de clases de tamaños considerados (Fig. 93.B).

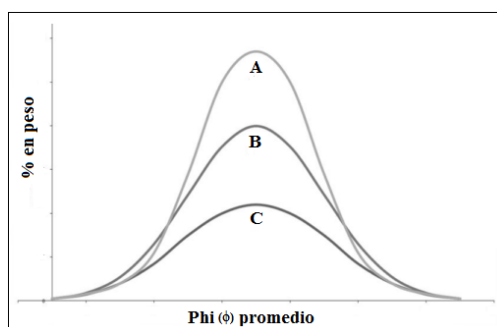


Figura 93. Ilustración de los diferentes grados de *kurtosis* en una muestra de sedimentos.
Fuente: Arias *et al.* (2012).

Éstos constituyen, en definitiva, los conceptos fundamentales que se utilizarán durante el análisis granulométrico llevado a cabo en el presente estudio. Para su cálculo han sido desarrolladas, desde el inicio en la implementación de esta metodología a finales de los años 50 del S. XX, diferentes aproximaciones estadísticas que, en la actualidad, se hallan integradas en diversas herramientas informáticas a fin de agilizar los cálculos y adaptar el método al campo de las nuevas tecnologías.

Las fórmulas empíricas más aceptadas en la elaboración de estudios sedimentológicos y en el diseño de las herramientas informáticas destinadas a la realización de cálculos granulométricos son las definidas por [Folk y Ward \(1957\)](#), las cuales se presentan a continuación en las **ecuaciones 31 a 34**.

Tamaño medio de partícula:

$$M = ((\phi_{16} + \phi_{50} + \phi_{84}) / 3) \quad (31)$$

Desviación estándar o *sorting*:

$$\sigma_{\phi} = ([(\phi_{84} - \phi_{16}) / 4] + [\phi_{95} - \phi_5 / 6,6]) \quad (32)$$

Grado de asimetría o *skewness*:

$$Sk_I = ([(\phi_{16} + \phi_{84} - (2*\phi_{50})) / (2*(\phi_{84} - \phi_{16}))] + [(\phi_5 + \phi_{95} - (2*\phi_{50})) / (2*(\phi_{95} - \phi_5))]) \quad (33)$$

Curtosis o *kurtosis*:

$$K_G = [(\phi_{95} - \phi_5) / (2,44*(\phi_{75} - \phi_{25}))] \quad (34)$$

Siendo:

ϕ_{16} : Tamaño medio de partícula del tercio más grueso de la muestra.

ϕ_{84} : Tamaño medio de partícula del tercio más fino de la muestra.

ϕ_{50} : Tamaño medio de partícula del tercio central, es decir, la mediana.

ϕ_5 : Valor del tamaño medio de partícula por debajo del cual se encuentra el 5% de los valores de tamaño de partícula presentes en la muestra.

ϕ_{25} : Valor del tamaño medio de partícula por debajo del cual se encuentra el 25% de los valores de tamaño de partícula presentes en la muestra.

ϕ_{75} : Valor del tamaño medio de partícula por debajo del cual se encuentra el 75% de los valores de tamaño de partícula presentes en la muestra.

ϕ_{95} : Valor del tamaño medio de partícula por debajo del cual se encuentra el 95% de los valores de tamaño de partícula presentes en la muestra.

Este compendio de fórmulas tienen su origen en otras ligeramente diferentes que fueron desarrolladas previamente por [Krumbein \(1934\)](#), [Otto \(1939\)](#) e [Inman \(1952\)](#) y que se presentan a continuación en las **ecuaciones 35 a 38**:

Tamaño medio de partícula:

$$M = ((\phi_{16} + \phi_{84}) / 2) \quad (35)$$

Desviación estándar o *sorting*:

$$\sigma_{\phi} = ((\phi_{84} - \phi_{16}) / 2) \quad (36)$$

Grado de asimetría o *skewness*:

$$Sk_C = ((\phi_{84} + \phi_{16} - (2 * \phi_{50})) / (\phi_{84} - \phi_{16})) \quad (37)$$

$$Sk_E = ((\phi_{95} + \phi_5 - (2 * \phi_{50})) / (\phi_{84} - \phi_{16})) \quad (38)$$

Siendo:

$\phi_{16}, \phi_{84}, \phi_{50}, \phi_5, \phi_{95}$: Idénticos parámetros que en las **Ec. 31 a 34**.

Sk_C : Grado de asimetría en la zona central de la distribución.

Sk_E : Grado de asimetría en los extremos de la distribución.

Las diferencias entre ambas perspectivas son significativas. En el caso del tamaño medio de partículas, Folk y Ward valoraron el efecto de la mediana (ϕ_{50}) en su cálculo, fundamentado en la imprecisión que arrojaba el argumento de Inman a la hora de calcular el tamaño medio de partículas en muestras de asimetría positiva y bimodales, es decir, aquellas en las que predominan dos fracciones de tamaños sobre el resto.

Del mismo modo se evidenció en el cálculo de la desviación típica, variable estadística utilizada para extraer el *sorting* de una muestra. Tal y como puede apreciarse en la **ecuación 32**, la fórmula incluye el efecto de los percentiles 95 y 5 (ϕ_{95} y ϕ_5 respectivamente), en contraposición al argumento inicial de Inman, basado en los estudios previos de Krumbein y Otto. En este sentido, el uso de la **ecuación 36** para el cálculo del *sorting* excluía un tercio de la fracción de tamaños de la curva de distribución, por lo que muestras complejas como las bimodales revelaban valores de *sorting* erróneamente elevados. Este inconveniente fue solventado por Folk y Ward añadiendo el efecto de los percentiles 95 y 5 en el cálculo del grado de clasificación, abarcando así una mayor superficie de la curva de distribución, denominándose a esta medida como Desviación Típica Gráfica Inclusiva. Este apunte resulta ciertamente significativo en el presente estudio, pues los sistemas dunares suelen registrar texturas arenosas que oscilan en el rango de medias a finas, lo cual se traducirá en la probable obtención de muestras bimodales.

Del mismo modo que en el caso del *sorting*, el cálculo del *skewness* fue precisado por dichos autores mediante la inclusión de los percentiles 95 y 5 en el denominador de la segunda variable (**Ec. 33**), y así lograr que tanto el grado de asimetría como el grado de clasificación fueran independientes, denominándose esta técnica como Asimetría Gráfica Inclusiva.

Uno de los aspectos más relevantes que se extraen de la contribución de Folk y Ward a mediados del S. XX es su advertencia sobre la necesidad de traducir los resultados obtenidos mediante el uso de las **ecuaciones 31 a 38** a un lenguaje verbal que fuera fácilmente interpretado por los usuarios finales.

Esta ha sido precisamente la línea que se ha seguido a lo largo del tiempo, plasmándose en tiempos recientes en herramientas informáticas que muestran la traducción de resultados cuantitativos en mensajes cualitativos. Sin embargo, también ha planteado ciertas dudas, principalmente orientadas a asunciones no tan universales como cabría esperar como el hecho de determinar qué fracciones de tamaños definen una partícula de tipo grava, arena, arcilla o limo. Con el propósito de establecer los rangos de tamaño que definen cada grupo textural de sedimentos se crearon las escalas granulométricas, es decir, una clasificación del diámetro de las partículas de sedimentos que conforman la muestra y que se aplica con vistas a estandarizar la terminología usada durante el análisis (gravas, arenas, limos, arcillas, de tamaño muy fino, fino, medio o grueso), así como para simplificar el procesamiento estadístico.

A este respecto, es preciso indicar la existencia de una gran variedad de escalas granulométricas desarrolladas de forma arbitraria por numerosos autores e instituciones gubernamentales a lo largo del tiempo. Entre ellas es conveniente destacar la escala granulométrica propuesta por [Udden \(1914\)](#) y posteriormente modificada por [Wentworth \(1922\)](#), habitualmente referida como la escala logarítmica de Udden-Wentworth, probablemente la más utilizada en el campo de la sedimentología y, por ende, la que se empleará en el presente estudio.

Las escalas granulométricas comenzaron a utilizarse recurrentemente en Alemania durante el S. XIX, con fines principalmente agrícolas, por investigadores como K. Wanschaffe o E.V. Wolf entre otros, considerados como los pioneros en la elaboración y aplicación de patrones de clasificación de tamaños, cuyas propuestas se hallan descritas en profundidad en [Roderick \(1966\)](#). A ellos se sumaron prestigiosas instituciones Norteamericanas, pioneras también en el desarrollo de estudios edafológicos, entre las que destacan el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (*United States Department of Agriculture; U.S.D.A*), la Sociedad Americana de Agronomía (*American Society of Agronomy; A.S.A*), la Agencia de Sistemas de Suelos de los Estados Unidos (*United States Bureau of Soil Systems; U.S.B.S.S*) o la Sociedad Americana para la Prueba de Materiales (*American Society for Testing Materials; A.S.T.M*) entre otras.

Al mismo tiempo, prestigiosos investigadores en el campo de la sedimentología como T.B. Osborne, M. Whitney, C.G. Hopkins, A. Atterberg o K. Terzaghi entre muchos otros, también proporcionaron sus propias teorías sobre la clasificación textural de las partículas de sedimentos, basadas principalmente en observaciones *in situ*. En la actualidad, algunas categorías de origen institucional aún continúan vigentes, como las establecidas por la *U.S.D.A* o la *A.S.T.M*, debiéndose añadir además la norma *DIN EN ISO 14688-1*, una normativa de origen alemán que establece los principios básicos para la identificación, descripción y clasificación de los suelos, frecuentemente utilizada con fines ingenieriles, si bien su aplicación en España no se encuentra muy extendida.

Se presenta a continuación (Tabla 15) una comparativa entre diferentes criterios de clasificación textural de sedimentos con el fin de mostrar una panorámica sobre la evolución de la categorización de los rangos de tamaño de partículas a lo largo del tiempo, sirviendo de base a las consideraciones establecidas por Udden y Wentworth (Tabla 16), aplicadas en la actualidad en la amplia mayoría de estudios de granulometría de sedimentos.

K. Wanschaffe (1814)		M. Whitney (1892)		A. Atterberg (1914)	
Tamaño (mm)	Tipo	Tamaño (mm)	Tipo	Tamaño (mm)	Tipo
> 2	Pequeñas gravas	1-2	Pequeñas gravas	2-6	Pequeñas gravas
1-2	Arena muy gruesa	0,5-1	Arena gruesa	0,6-2	Arena gruesa
0,5-1	Arena gruesa	0,25-0,5	Arena media	0,2-0,6	Arena fina
0,2-0,5	Arena media	0,1-0,25	Arena fina	0,06-0,2	Arena muy fina
0,1-0,2	Arena fina	0,05-0,1	Arena muy fina	0,02-0,06	“Harina de roca”
0,05-0,1	Arena muy fina	0,01-0,05	Limo	0,006-0,02	Limo
0,01-0,05	Limo	0,005-0,01	Limo fino	0,002-0,006	Limo fino
< 0,01	Arcilla	0,001-0,005	Arcilla	< 0,002	Arcilla
G.N. Coffey (A.S.A; 1920)		K. Terzaghi (1925)		ASTM (Última revisión en 1961)	
Tamaño (mm)	Tipo	Tamaño (mm)	Tipo	Tamaño (mm)	Tipo
0,7-2	Arena gruesa	1-2	Arena muy gruesa	4,76-76,2	Gravas
0,2-0,7	Arena media	0,5-1	Arena gruesa	2-4,76	Arena gruesa
0,07-0,2	Arena fina	0,2-0,5	Arena media	0,42-2	Arena media
0,02-0,07	Limo grueso	0,1-0,2	Arena fina	0,074-0,42	Arena fina
0,002-0,02	Limo medio y fino	0,05-0,1	Limo-orgánico grueso	0,005-0,074	Limo
< 0,002	Arcilla	0,02-0,05	Limo-orgánico fino	0,001-0,005	Arcilla
		0,006-0,02	Limo grueso	< 0,001	Coloides
		0,002-0,006	Limo fino		
		0,0006-0,002	Arcilla gruesa		
		0,0002-0,0006	Arcilla media		
		< 0,0002	Arcilla fina		

Tabla 15. Algunas categorías de clasificación textural de las partículas de suelo.

Fuente: Elaboración propia a partir de Roderick (1966).

J.A. Udden y C.K. Wentworth (1922)	
Tamaño (mm)	Tipo
> 256	Peñascos
64-256	Mataténeas
4-64	Guijarros
2-4	Gránulos
1-2	Arena muy gruesa
0,5-1	Arena gruesa
0,25-0,5	Arena media
0,125-0,25	Arena fina
0,0625-0,125	Arena muy fina
0,0312-0,0625	Limo grueso
0,0156-0,0312	Limo medio
0,0078-0,0156	Limo fino
0,0039-0,0078	Limo muy fino
< 0,0039	Arcilla

Tabla 16. Patrón de clasificación textural de las partículas de suelo según la escala logarítmica de Udden-Wentworth (1922). Fuente: Elaboración propia a partir de Udden (1914) y Wentworth (1922).

Las tablas 15 y 16 representan algunos criterios de clasificación del tamaño de partículas de suelo que han sido propuestos y utilizados durante los siglos XIX y XX, resaltándose en negrita aquellos que conciernen a la fracción de arenas dado que éstas concentrarán la atención durante el análisis granulométrico del área de estudio. A la vista de ambas tablas es posible comprobar las notorias discrepancias que se perciben a la hora de categorizar el rango textural que definen las fracciones arenosas, tal y como se apuntaba en líneas anteriores. Éstas son claramente visibles en los criterios de autores como Wanschaffe, Terzaghi o Udden y Wentworth respecto al resto de categorías presentadas en la tabla 15, quienes definieron el rango de ‘arena muy gruesa’ como una categoría adicional entre ‘arena gruesa’ y ‘gravas pequeñas’, aportando así un mayor grado de precisión al análisis granulométrico, observándose el mismo patrón a la hora de diferenciar entre ‘arena fina’ y ‘limos’.

No obstante, se observa cierto consenso a la hora de considerar como ‘gravas’ a aquellas partículas de tamaño superior a 2 mm a excepción, entre los casos expuestos en la tabla 15, del criterio propuesto por la *A.S.T.M.*, el cual supera los 4 mm. En cierta medida también se aprecia como el rango textural que define la fracción de arenas oscila en unos márgenes no demasiado extensos, situándose en todos los casos entre los 0,0625 y los 2 mm, a excepción nuevamente del criterio de la *A.S.T.M.* Este rango textural se ajusta precisamente al argumento de Udden y Wentworth reflejado en la tabla 16, elaborado con el fin de unificar criterios en cuanto al rango de tamaños que define cada categoría textural y aproximarlos al utilizado en estudios geológicos (Roderick, 1966).

El procedimiento principal conducente a la separación de las fracciones de tamaño de partículas presentes en una muestra de sedimentos es la tamización, referido habitualmente como aquella técnica mediante la cual se obtiene el porcentaje de peso respecto al total de una muestra que atraviesa la luz de malla de un determinado tamiz, quedando retenido en aquel cuyo diámetro de luz de malla es inferior al tamaño de partícula del sedimento (Carpenter y Deitz, 1950). Para comprender a qué se refieren tales autores es preciso presentar el concepto de tamiz. Un tamiz es, en definitiva, un elemento estructural metálico de forma circular que incorpora, en su base, una malla de composición también metálica e inoxidable con un diámetro variable de apertura, el cual es definido como luz de malla. El procedimiento de tamizado, tal y cómo introducen dichos autores, se fundamenta en determinar la cantidad de la muestra de sedimentos en peso (gramos) que queda retenida en cada uno de los tamices utilizados en el análisis, considerando que cada partícula atraviesa cuantas luces de malla sean oportunas hasta quedar retenida en aquella cuyo diámetro es inferior a su tamaño.

De acuerdo con Carpenter y Deitz, los principales elementos que regulan el éxito del procedimiento de tamizado son 1) el diámetro de la luz de malla de cada tamiz, 2) el método de agitado y 3) la naturaleza estructural de la muestra de sedimentos.

En cuanto al diámetro de la luz de malla es preciso apuntar, nuevamente, la existencia de diferentes estándares o criterios encargados de regularlo, variando en función del ámbito geográfico. En el caso de los Estados Unidos destaca la impuesta por la institución americana *A.S.T.M*, compuesta por un total de 45 categorías de tamices que comprenden un rango de tamaño de partícula situado entre 0,02 y 26,5 mm. En Alemania se utiliza la norma *D.I.N 4188 (Deutsches Institut für Normung)*, traducido al castellano como Instituto Alemán de Normalización, compuesto por 74 tamices que abarcan un intervalo textural situado entre 0,02 y 25 mm. Francia, por su parte, se rige por las normas de estandarización formuladas por la *A.F.N.O.R (Association Française de Normalisation)*, traducido al castellano como Asociación Francesa de Normalización, compuesta en este caso por 61 tamices que se distribuyen prosiguiendo el mismo rango de tamaños que la norma alemana *D.I.N 4188*. Finalmente apuntar el caso de Gran Bretaña, cuya figura institucional responsable de la formulación de las normas de estandarización es la *B.S.I (British Standard Institution)*, estructurándose el proceso de tamización en 40 categorías que comprenden aquellos valores de tamaño de partícula situados entre 0,032 y 26,5 mm. No obstante, la entidad internacional con mayor nivel de difusión en la formulación de las normas de estandarización y, por ende, la más consensuada en los estudios granulométricos llevados a cabo en países como España es la *I.S.O (International Organisation of Standardisation)*, traducida como Organización Internacional de Estandarización. La norma *I.S.O* que regula el procedimiento de tamización es la versión 3.310, la cual se divide en tres apartados atendiendo a la naturaleza estructural de la malla metálica, siendo en nuestro caso la norma competente la 3.310-1, acorde a un tamiz de rejilla metálica a modo de tejido.

Dicha norma comprende un intervalo de tamaños de partícula situado entre 0,02 y 125 mm, en concordancia con lo establecido por la norma *I.S.O 565*, encargada de definir los diferentes rangos de tamaño que debe comprender cada tamiz. Entre ellos, y de acuerdo con el criterio de Udden y Wentworth presentado en la tabla 16, serán 6 los tamices que se utilizarán durante el análisis granulométrico de las muestras bajo estudio, correspondientes a un tamaño de partícula, en milímetros y en orden decreciente, de 2, 1, 0,5, 0,25, 0,125 y 0,063, los cuales se muestran en la figura 94.



Figura 94. Columna de tamices empleada durante la clasificación granulométrica de las muestras de sedimentos en el laboratorio. Fuente: *Coastal Environments Research Group*.

El segundo de los factores a los que hacen referencia Carpenter y Deitz se basa en el método de agitado. Los métodos comúnmente contemplados a la hora de someter la columna de tamices a agitado son de tipo manual y mecánico. Dichos autores revelaron en el año 1950 que las ventajas de la agitación mecánica respecto a la manual residían en el menor tiempo de análisis, mayor facilidad y menor porcentaje de partículas en peso que quedaban adheridas a la estructura metálica y, por tanto, que eran excluidas del análisis. Este último apunte es de extrema relevancia considerando el argumento de [Roberts y Beddow \(1968\)](#), [Leschonski \(1979\)](#), [Apling \(1984\)](#) y [Liu \(2009\)](#) entre otros, quienes identificaron el proceso de retención de partículas de sedimento en la luz de malla, término definido en inglés como *sieve blinding*, como el fenómeno principal que controla directamente el éxito del procedimiento de tamizado. En contraposición, la principal ventaja del procedimiento de tamización manual respecto al mecánico residía en su mayor reproducibilidad y en el ahorro económico aparejado.

En la actualidad, la mayoría de los análisis granulométricos se llevan a cabo mediante agitadores mecánicos, no obstante las técnicas manuales continúan siendo utilizadas considerando las ventajas que ofrece en contextos económicos de austeridad.

En cuanto a la naturaleza estructural de las partículas de sedimento, una de las principales limitaciones del análisis granulométrico mediante el uso de tamices con luz de malla cuadrada es que no contempla la variabilidad morfológica que presentan las partículas de sedimento que componen el suelo, asumiendo en todo caso que éstas presentan una forma esférica, lo cual contribuye a que aquellas partículas de forma angulosa tiendan a quedar retenidas en las aperturas de la malla y den lugar a fenómenos de *sieve blinding*. A falta de un análisis morfológico detallado se asumirá que la morfología de los sedimentos arenosos objeto del presente análisis pudiera ser potencialmente más tendente a redondeada que a angulosa. Para ello se han valorado los argumentos de Willets (1983), Jensen y Sorensen (1986) y Sanjaume *et al.* (2009) en lo que respecta a la relación entre la morfología de los granos de sedimento y la forma en la que éstos se desplazan por la acción del viento, indicando que las partículas de morfología angulosa tienden a registrar menor altura media de salto que las esféricas, siendo así más probable que aquellas de forma redondeada sean transportadas más fácilmente desde la playa hasta el sistema dunar que las angulosas.

Con todo ello se asume que el análisis granulométrico mediante el procedimiento de tamización es susceptible de proporcionar resultados útiles y convenientes al objeto del presente estudio.

2.3.2 Aplicación de la metodología en el área de estudio

Colección de muestras en el campo

La campaña de muestreo fue realizada entre los días 10 al 12 de noviembre del año 2016, en la que se abarcó la franja litoral comprendida entre la desembocadura de río Real y las dunas de Artola, tal como revela la figura 89. La elección de la fecha de muestreo estuvo sujeta a diversos condicionantes. Uno de los principales objetivos consistió en evitar el período de actuaciones en las playas mediante regeneraciones artificiales y labores de limpieza, las cuales suelen comenzar en los meses de abril y mayo a fin de preparar las playas al período de máxima afluencia del turismo, entre los meses de mayo a septiembre.

Junto a las actuaciones antrópicas se intentó además evitar la coincidencia de la campaña de muestreo con la ocurrencia de episodios de tormentas. Durante el mes de octubre se registró un evento de baja intensidad aunque causante, según revela el escarpe de playa que se muestra en la figura 95, de fenómenos de erosión costera. Considerando la estabilidad meteorológica a comienzos del mes de noviembre, y partiendo de la base histórica de los mayores eventos de tormentas conocidos en el área de estudio (mes de octubre de 1969, noviembre de 1989, noviembre de 2012), se optó por realizar la campaña de muestreo durante el mes de noviembre en previsión de la ocurrencia de fenómenos más intensos en los meses posteriores.

Tras la campaña de muestreo, concretamente entre los días 02 al 04 de diciembre de 2016, tuvo lugar el que sería el episodio de mayor torrencialidad desde el ocurrido el día 17 de noviembre del año 2012, registrándose un volumen de precipitación en 24 horas en Marbella capital superior a los 200 l/m², causante de graves daños en el mobiliario público y, naturalmente, en las playas (Fig. 96).

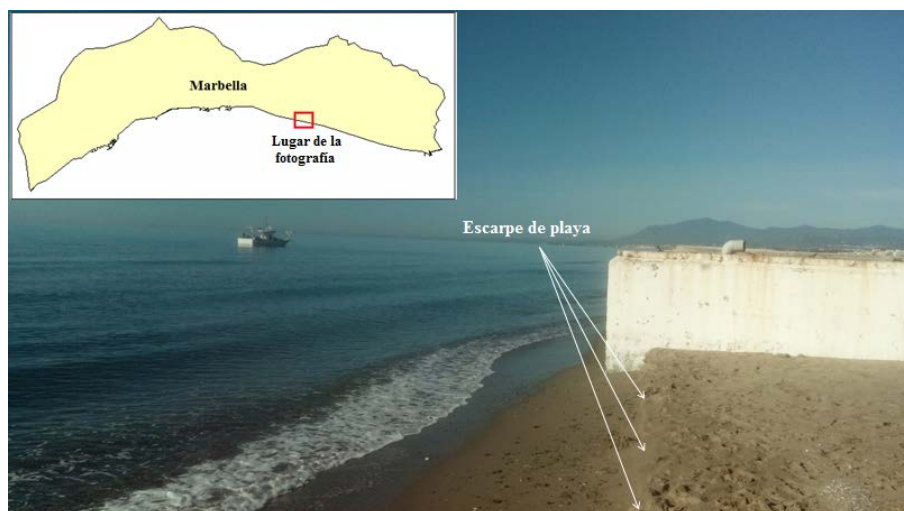


Figura 95. Estado de la playa de La Adelfa en la fecha de muestreo (11/11/2016).

Fuente: *Coastal Environments Research Group*.



Figura 96. Estado de la playa de San Pedro de Alcántara tras la ocurrencia de un episodio de tormenta entre los días 02 al 04 de diciembre de 2016. Fuente: Editado a partir de la fotografía original publicada por el Diario La Razón con fecha de 04 de diciembre de 2016.

En base a ello, es asumible que la ocurrencia del episodio de tormenta con anterioridad a la fecha en la que se realizó la campaña de muestreo pudiera haber generado algún efecto en la distribución granulométrica de los sedimentos muestreados, si bien la amplia mayoría de las muestras han sido colectadas en los relictos dunares que se distribuyen a lo largo del área de muestreo en previsión de que los sedimentos de playa pudieran presentar algún patrón de distorsión, principalmente antrópica.

La extensión total aproximada de la zona de muestreo fue de 9 kilómetros, trazándose 11 transeptos de los que fueron colectadas un total de 43 muestras, cuya espacialización se presenta en la figura 97.



Figura 97. Representación de los transeptos y puntos de muestreo. Fuente: Elaboración propia.

La selección de los transeptos ha tenido por objeto la obtención de un buen grado de representatividad a lo largo del área de muestreo. Los principales elementos que han sido considerados para alcanzar esta premisa han sido, por una parte, la elección de aquellas zonas con presencia de pequeños relictos dunares, los cuales se hallan intercalados en todo momento entre elementos arquitectónicos de diferente naturaleza emplazados en primera línea de costa y, ligado a ello, que tales transeptos abarcasen con suficiente representatividad tanto el área de muestreo (W-E) como el sistema playa-duna (N-S). Una dificultad adicional experimentada durante el proceso de muestreo fue el emplazamiento de barreras arquitectónicas, no sólo a los lados de los relictos dunares, sino también limitándolas al norte, hecho que ha condicionado que algunos transeptos no hayan dispuesto del número de puntos de muestreo inicialmente previsto.

En lo que respecta al procedimiento de colección de las correspondientes muestras, se han seguido las recomendaciones propuestas por [Poppe et al. \(2000\)](#), de aplicación en los Estados Unidos por la United States Geological Survey (en adelante, *U.S.G.S.*). Según la citada fuente, los resultados obtenidos a partir del análisis granulométrico de las partículas que componen el sedimento son muy sensibles a la técnica de muestreo, fenómeno que se ha tenido en cuenta rigurosamente durante la campaña de muestreo. Una vez identificado *in situ* cada punto de muestreo, los cuales fueron prefijados en una fase previa de gabinete en la que se anotaron los datos de latitud y longitud considerando el Sistema de Coordenadas con proyección UTM ETRS-89 Zona 31-N, el primer paso consistió en la remoción de cualquier resto de materia orgánica u otras sustancias visibles a simple vista en la superficie que pudieran alterar significativamente la textura de las partículas a analizar, siendo este proceso más sensible en los sistemas dunares que en el sistema de playa dada la presencia de vegetación dunar.

Tras ello, se tomaron 200 gramos de muestra aproximadamente por cada punto de muestreo, utilizando para ello un elemento metálico ovalado libre de sustancias contaminantes. Finalmente, las muestras de sedimento extraídas fueron almacenadas en bolsas de plástico con auto-cierre y debidamente codificadas para asegurar su individualización en la futura fase de análisis en el laboratorio.

A partir del procedimiento de muestreo adoptado y las consideraciones contempladas por [Poppe *et al.* \(2000\)](#), se han evitado las siguientes imprecisiones:

- Al haberse utilizado elementos de extracción y almacenaje de las muestras de sedimentos libre de partículas contaminantes, se ha evitado la alteración de la textura de las partículas de sedimento por elementos residuales.
- Mediante la elaboración de una adecuada codificación de las muestras se ha evitado cualquier confusión o incertidumbre relacionada con el punto de muestreo al que pertenece cada una de ellas.
- Habiéndose colectado una cantidad aproximada de 200 gramos de muestra se ha asegurado la disponibilidad de una cantidad suficiente como para realizar una selección aleatoria de la alícuota que será objeto del análisis granulométrico, así como para garantizar la reproducibilidad del análisis.
- El tiempo transcurrido entre la recolección de las muestras y su correspondiente análisis no ha superado los 30 días, evitando así la ocurrencia de posibles alteraciones por exceso en el tiempo de almacenaje, el cual, según [Poppe *et al.*](#), no debe ser superior a dos meses (60 días).

Junto a estas consideraciones es preciso indicar además lo siguiente:

- Al tratarse de texturas prácticamente arenosas, no se requerirán procedimientos adicionales para el análisis textural de otras categorías de partículas, como el método de la pipeta en el caso de partículas limosas y arcillosas o la cuantificación pormenorizada de cantos y gravas entre otras.
- En este caso se ha estimado conveniente desprejar la capa de sedimentos más superficial, según [Poppe *et al.*](#) aquella situada en un espesor máximo de dos centímetros, dada su mayor probabilidad a encontrarse sujeta a artificialización por pisoteo o sustancias contaminantes, lo cual ha permitido además reducir la posible presencia de restos de materia orgánica superficial en las muestras colectadas.

Descripción del proceso analítico

La figura 98 muestra el procedimiento analítico propuesto por [Poppe et al. \(2000\)](#) en algunos estudios llevados a cabo en los Estados Unidos.



Figura 98. Diagrama de flujo simplificado del procedimiento analítico de análisis granulométrico de muestras de sedimentos en el laboratorio. Fuente: Modificado de [Poppe et al. \(2000\)](#).

A la vista de la figura adjunta es posible detectar dos fases dentro del análisis granulométrico en el laboratorio, el pretratamiento de la muestra y el proceso de tamización y análisis estadístico. De igual forma, se observa la consideración de rangos texturales más gruesos que las arenas, es decir, gravas y cantos (a la derecha de la figura), y de textura más fina (a la izquierda de la figura), es decir, limos y arcillas. En este caso, el procedimiento llevado a cabo comprende, en más de un 95%, el análisis de texturas arenosas, de modo que el diagrama que a continuación se presenta (Fig. 99) se ajusta al procedimiento seguido a fin de clasificar texturalmente las muestras bajo estudio.

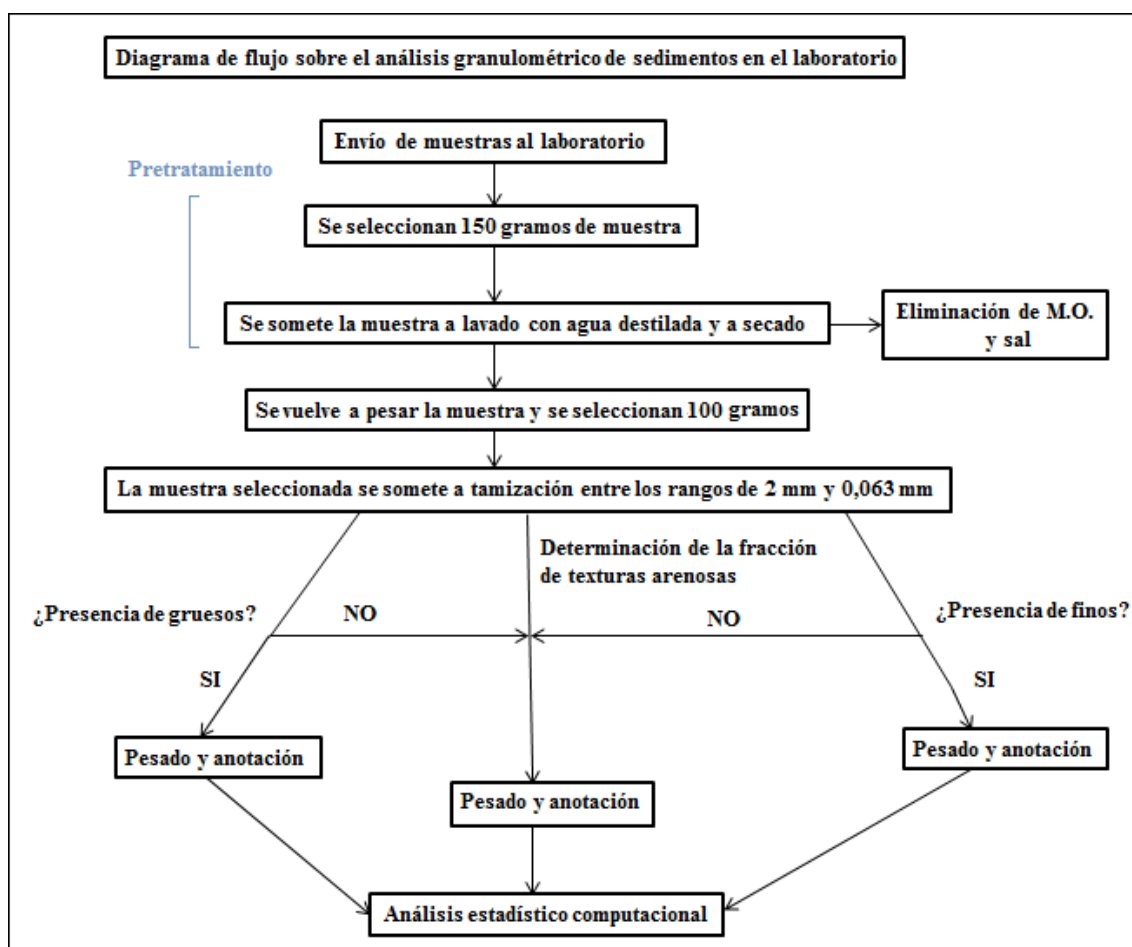


Figura 99. Diagrama de flujo del procedimiento analítico llevado a cabo en el laboratorio para el análisis granulométrico de las muestras de sedimentos recolectadas en el área de estudio.

Fuente: elaboración propia.

Tal y como puede apreciarse en la figura adjunta, el análisis ha constado de dos fases, de igual forma que el procedimiento propuesto por Poppe *et al.* (Fig. 98). La primera de ellas se basa en el lavado de la muestra con agua destilada a fin de eliminar los restos de sal transferidos por el spray salino que desprende el oleaje durante su rotura y, a su vez, posibles restos de materia orgánica que pudieran estar presentes entre las partículas sedimentarias. La segunda fase consiste en la selección de la alícuota que será sometida a análisis, la cual será tomada de la fracción de la muestra libre de sal y materia orgánica, y su posterior tamizado conducente a la obtención de los porcentajes en peso de partículas arenosas que quedarán retenidas en cada uno de los tamices, procediéndose a continuación a la anotación de cada uno de los pesos en gramos. Esta fase finaliza con la introducción de tales fracciones en peso en un sistema informático que servirá de soporte para la obtención de los parámetros estadísticos a considerar, es decir, el tamaño medio de partícula, el *sorting*, el *skewness* y la *kurtosis*.

Existe una amplia variedad de herramientas estadísticas diseñadas a tal efecto. Entre ellas es preciso destacar el caso de *SEDCLASS* (Poppe *et al.*, 2003) o *SEDPLOT* (Poppe y Eliason, 2008) entre otras, ambas basadas en los patrones de clasificación textural de los sedimentos propuestos por Udden-Wentworth, descritos en la tabla 16. También existen otras herramientas analíticas que han sido integradas en Sistemas de Información Geográfica, entre ellas la *U.S.G.S ArcMap Sediment Classification* (O'Malley, 2007), diseñada para su procesamiento mediante ArcGIS® 9.2, si bien su motor analítico está basado en la herramienta *SEDCLASS* anteriormente mencionada.

Considerando el amplio abanico disponible de este tipo de herramientas se ha procedido a utilizar el software *GRADISTAT* (Blott y Pye, 2001). La principal razón de esta decisión ha residido en su recurrente uso desde su creación en el año 2001 (Flor y Flor-Blanco, 2009; Cuven *et al.*, 2010; Sadeghi y Harchegani, 2012; Oyedotun *et al.*, 2013; Ankidawa y Tanko, 2015; Kulkarni *et al.*, 2015; entre muchos otros). Además es de destacar la sencilla interfaz que incorpora, encontrándose integrada en una hoja de Microsoft Excel® de fácil manejo y gran rapidez en el análisis, que ofrece además una amplia variedad de resultados cuantitativos y cualitativos tanto para muestras individuales como en análisis multi-muestra.

El software *GRADISTAT* incorpora las expresiones matemáticas propuestas por Folk y Ward (1957), presentadas en las **ecuaciones 31 a 34**. Éstas constituyen, según se introdujo al comienzo del apartado, de uso muy recurrente en el campo de la sedimentología y la geomorfología junto al método matemático de los momentos (Krumbein y Pettijohn, 1938; Friedman, 1961), el cual ha sido integrado, según indican sus autores, a fin de calcular los parámetros estadísticos sobre granulometría de forma aritmética, geométrica y logarítmica. Una de las principales fortalezas que presenta este método es la traducción que ofrece de resultados cuantitativos en mensajes cualitativos, para lo cual recurre a los patrones granulométricos descritos según la escala logarítmica de Udden-Wentworth (Tabla 16), hecho que resulta extremadamente útil durante la fase de interpretación de resultados y la toma de decisiones.

2.4 Datación de muestras de sedimentos por luminiscencia óptica

La datación de muestras de sedimentos mediante técnicas analíticas constituye una metodología esencial en el ámbito de la geomorfología costera ya que contribuye a la mejor comprensión de los procesos que han intervenido en el modelado del medio físico. La aplicación de técnicas de datación en ambientes como la Costa del Sol, cuya actual configuración del medio físico es fruto de una compleja amalgama de fenómenos climáticos y morfodinámicos, y de procesos geológicos y geomorfológicos, sin olvidar además el efecto derivado del modelo de usos del suelo y de sus recursos que ha sido implementado, se prevé imprescindible para el estudio de la cronología de los procesos que han servido de origen y controlado la evolución de geomorfologías tan singulares como los mantos eólicos ubicados en la sección oriental de la ensenada de Marbella.

De acuerdo con [Madsen y Murray \(2009\)](#), las técnicas de datación de sedimentos jóvenes, es decir, aquellos cuya edad es inferior a 1.000 años, son frecuentemente utilizadas con el objetivo de revelar la historia deposicional acontecida durante el período Holoceno, época que se extiende desde hace unos 11.700 años hasta la actualidad y que se encuentra caracterizada por un aumento progresivo del nivel del mar a escala global tras el fin de la última glaciación. En este rango de edad, la datación de sedimentos muy jóvenes, con edades situadas entre la década y el centenar de años, permite determinar el efecto de los cambios en el uso del suelo y del paradigma actual del Cambio Climático en la evolución de ambientes terrígenos, marinos y litorales, sirviendo de soporte a las estrategias de gestión costera y de cuencas hidrográficas.

Las técnicas de datación pueden clasificarse en dos categorías: relativas y absolutas. Las técnicas relativas permiten contextualizar la cronología de un acontecimiento geológico, geomorfológico o geodinámico en términos de mayor o menor antigüedad, mientras que las absolutas proporcionan un valor de edad más concreto con un rango variable de error. En el presente apartado se centrará la atención en las técnicas de datación absolutas. Dentro de esta agrupación se encuentran las técnicas radiométricas, es decir, aquellas que utilizan la presencia de isótopos radiactivos tales como el uranio-plomo, torio-radio, rubidio-estroncio o el berilio-boro entre otros, para revelar la edad de un determinado depósito sedimentario. Entre ellas destaca la datación por radiocarbono o Carbono¹⁴ (en adelante C¹⁴), desarrollada por [Libby *et al.* \(1949\)](#) tras la II Guerra Mundial y testeada análogamente por [Arnold y Libby \(1949\)](#) a fin de datar elementos arqueológicos y geológicos ([Hajdas, 2009](#)), si bien su extraordinario impacto ha derivado en su adopción por otras disciplinas, entre las que se encuentran la oceanografía, hidrología y la geomorfología.

El C¹⁴ es un isótopo altamente inestable que se origina en la atmósfera por la interacción de la radiación cósmica, es decir, partículas muy energéticas que se generan por la radiación que emite el sol y que se desplazan a través del espacio hasta penetrar en la atmósfera terrestre, interaccionando con los átomos de nitrógeno presentes en ella.

Este isótopo se produce abundantemente en la atmósfera, ya que la concentración de nitrógeno en el aire atmosférico es aproximadamente del 78%, y su presencia en la superficie terrestre es también muy recurrente debido a que al contacto con el oxígeno se transforma en CO₂, siendo fácilmente incorporado por las plantas y, a través de ellas, por el resto de seres vivos, proceso que se conoce como el ciclo del carbono.

La datación mediante C¹⁴ se fundamenta en la elevada estabilidad del isótopo de C¹², considerando además que la relación entre ambos (uno a un trillón respectivamente) permanece prácticamente constante en todos los seres vivos y en el aire atmosférico, fenómeno que se conoce como Principio de Simultaneidad (Cervera, 2010). De este modo, la edad de la muestra se obtiene por comparación entre el ratio de ambos isótopos presentes en la muestra y un ratio estándar ya conocido mediante la interpolación de datos obtenidos experimentalmente.

La relativa sencillez con la que los isótopos de radiocarbono se incorporan en los tejidos de los seres vivos ha motivado su uso frecuente en la datación de muestras orgánicas, tales como huesos, plantas o fósiles, si bien su utilización en muestras rocosas y sedimentarias también se ha encontrado muy extendida. Un ejemplo de su aplicación en el campo de la hidrología se muestra en el estudio de Gutiérrez *et al.* (2010), en el que se abordó exitosamente una seria problemática de deslizamientos de ladera en la cuenca hidrográfica del río Aragón, situado en Navarra (España), mediante la aplicación conjunta de técnicas de datación por radiocarbono junto con otras metodologías destinadas a determinar la evolución cronológica de los deslizamientos de ladera mediante luminiscencia. Según revelan otros trabajos de similar naturaleza, como es el caso de los estudios de Pedley (2008), Unkel *et al.* (2013) o Nicolussi *et al.* (2015) entre muchos otros, el uso de la datación por radiocarbono en ambientes fluviales es muy recurrente, no encontrándose tan extendida su utilización en la datación de sedimentos marinos y litorales. Quizás una de las razones de ello resida en su imprecisión a la hora de ofrecer resultados sobre depósitos recientes cercanos a los 500 años de edad dado que la vida media original del C¹⁴ es de 5.568 ± 30 años (Libby, 1961), término posteriormente corregido a 5.730 ± 40 años por Godwin (1962).

Con ello, una de las técnicas de datación absoluta que ha experimentado una creciente aplicación en ambientes sedimentarios litorales durante los años 70, 80 y 90 del S. XX ha sido la datación por luminiscencia, basada en la medición de la cantidad de radiación que permanece almacenada en las partículas cristalinas que componen el sedimento, tales como el cuarzo o el feldespato (Stokes, 1999). Este tipo de procedimientos determinan la última vez que el sedimento estuvo expuesto a la luz solar antes de ser sometido a la fase de deposición, suponiendo una técnica potencialmente apropiada para su aplicación en el área de estudio considerando la elevada composición en cuarzo y feldespato de los sistemas montañosos que configuran los Sistemas Béticos.

2.4.1 Principios de la datación por luminiscencia

La datación por luminiscencia se fundamenta en la capacidad que presentan cierto tipo de minerales para almacenar una cierta carga energética en forma de electrones procedente de una fuente de irradiación, ya sea lumínica o térmica. La cantidad de radiación que es almacenada por las partículas minerales del sedimento (Dosis Equivalente; *Equivalent Dose*) es proporcional a la tasa de exposición lumínica (Dosis Ambiental; *Dose rate*; **Ec. 39**), generando una señal energética en condiciones de oscuridad que es posible reproducir en un laboratorio ([Fernández-Mosquera y Sanjurjo, 2010](#)).

$$\text{Edad (Miles de años)} = D_E / D_R \quad (39)$$

Siendo:

D_E : Dosis Equivalente, también llamada Paleodosis, en Grays (Gy; 1 Gy = 1 Julio/Kg.)

D_R : Dosis Ambiental, en Gy/Ka.

Ka: *Kiloannum*, término en latín que indica mil años.

De acuerdo con [Richter \(2007\)](#) y [Medialdea-Utande \(2012\)](#), la emisión de señales de luminiscencia por parte de los minerales cristalinos que componen el sedimento pasa por diferentes etapas. Durante la génesis de los minerales, la señal de luminiscencia latente, es decir, un fenómeno físico que representa la acumulación de electrones por la presencia de nucleídos radiactivos inherentes al sedimento, experimenta un aumento gradual a lo largo del tiempo según describe la figura 100, fenómeno que se prolonga hasta el momento en el que las partículas de sedimento quedan expuestas a los agentes atmosféricos, fase que se ajustaría a los procesos de disgregación y transporte del que son objeto los sedimentos terrígenos durante el proceso de pérdida de suelo.

Durante el período de exposición de dichos sedimentos a una fuente lumínica o térmica, la señal de luminiscencia latente experimenta un brusco decrecimiento hasta alcanzar prácticamente un valor nulo, fenómeno que queda interrumpido en el momento en el que otro estrato de sedimentos se ubica sobre los sedimentos expuestos, impidiendo así su interacción con la luz o la temperatura.

En esta nueva etapa, y del mismo modo que ocurre durante la génesis de las partículas de mineral, la señal de luminiscencia latente aumenta nuevamente, debido en esta ocasión a la energía que ha adquirido y acumulado durante su exposición a los agentes atmosféricos, interrumpiéndose en el momento en el que la muestra es colectada y nuevamente sometida a una fuente de radiación lumínica o térmica, esta vez de forma artificial en un laboratorio. Durante esta fase, la relajación de la carga de electrones de la muestra está acompañada de la emisión de una cierta carga de fotones que es responsable de la creación de una señal de luminiscencia, la cual es medida en el laboratorio ya que es directamente proporcional al tiempo que la muestra ha estado expuesta a una fuente térmica o lumínica antes de su deposición, permitiendo así su datación.

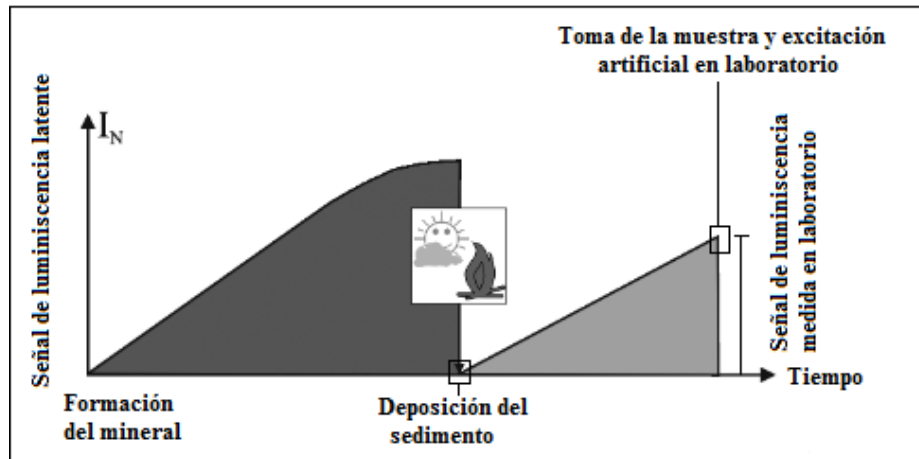


Figura 100. Ilustración del principio de datación por luminiscencia.
Fuente: Modificado de Richter (2007).

Según se avanzaba anteriormente, la datación por luminiscencia ha sido adoptada en el campo de la geología, arqueología y geomorfología para la elaboración de dataciones a lo largo de intervalos temporales muy diversos, ofreciendo resultados satisfactorios entre el rango de la decena de años hasta los 500.000 años aproximadamente (Fernández-Mosquera y Sanjurjo, 2010). Prueba de ello son los estudios sobre datación de sedimentos eólicos, fluviales y glaciares de edad Cuaternaria llevados a cabo a finales del S. XX por Stokes (1999) y, con posterioridad, por Wintle (2005) o Lian y Roberts (2006) entre muchos otros, y que han servido de base para investigaciones más recientes en este campo y que se presentarán a continuación. Se trata, en definitiva, de una técnica que, aun empleándose inicialmente durante los años 50 del S. XX, presenta en la actualidad una extraordinaria repercusión científica que la convierte en una técnica altamente contrastada y muy relevante en el campo de la Geografía Física.

De acuerdo con Stokes, la naturaleza de la fuente de radiación permite distinguir dos tipos de técnicas de datación por luminiscencia: termoluminiscencia (*Thermoluminescence*, *TL*), en caso de emplearse una fuente de calor, y luminiscencia estimulada de forma óptica (*Optically Stimulated Luminescence*, *O.S.L*), en cuyo caso la fuente de radiación es un haz de luz. Dentro de esta categoría es posible diferenciar la luminiscencia foto-estimulada (*Photo-Stimulated Luminescence*, *P.S.L*), la luminiscencia estimulada en el rango del infrarrojo (*Infrared-Stimulated Luminescence*, *IR.S.L*), la foto-luminiscencia (*Photoluminescence*, *PL*) y la luminiscencia estimulada mediante luz verde (*Green-Light Stimulated Luminescence*, *G.L.S.L*), tal y como muestra la figura 101.

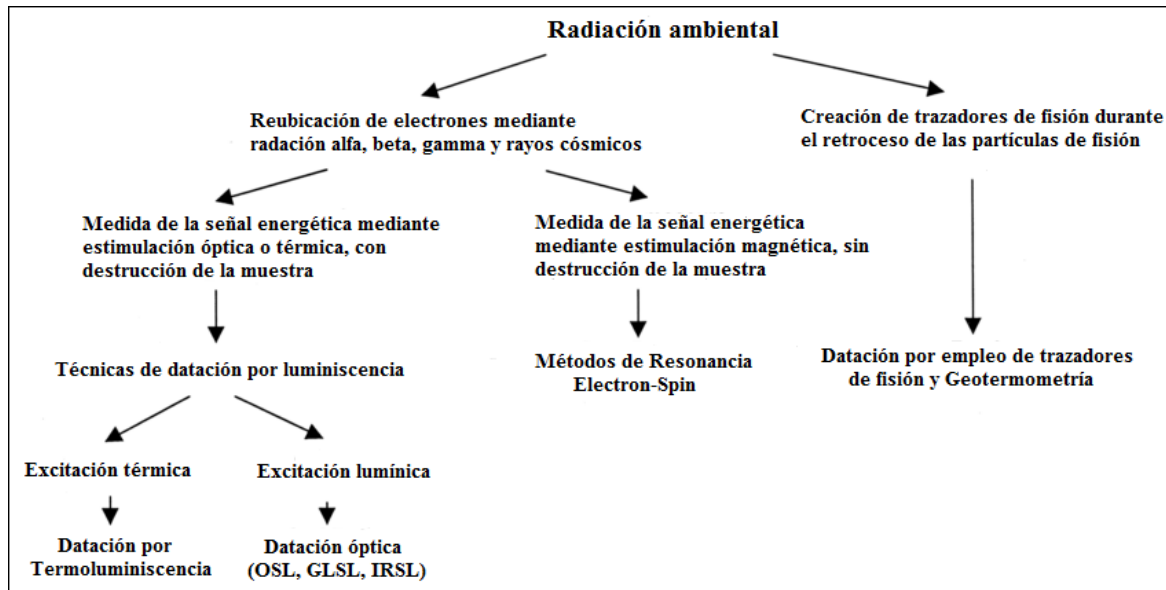


Figura 101. Técnicas de datación por luminiscencia. Fuente: Modificado de Stokes (1999).

La técnica de la datación por Termoluminiscencia (Daniels *et al.*, 1953) ha sido tradicionalmente utilizada en el campo de la arqueología para contextualizar cronológicamente actividades humanas pasadas derivadas principalmente de la incorporación y el dominio del fuego por las especies humanas primitivas durante el Paleolítico, etapa comprendida entre el Plioceno y el inicio del Holoceno (2,9 M.a. – 11.700 años). A pesar de que Aitkens (1985) recurriera al uso de esta técnica para datar muestras de sedimento, su utilización en el campo de la geomorfología litoral se ha encontrado con ciertas limitaciones, entre las que destaca la escasa capacidad de penetración del fuego hacia niveles más profundos del perfil del suelo (Bellomo, 1994), lo cual constituye un serio impedimento ya que la datación por luminiscencia requiere la exposición prolongada de la muestra a una fuente de radiación. Según Fernández-Mosquera y Sanjurjo (2010), la datación por Termoluminiscencia se prevé como una técnica válida para su aplicación en muestras de sedimentos terrígenos que han estado sometidos a un régimen de transporte turbulento, es decir, responsable de una exposición más irregular y prolongada a la fuente de irradiación. En aquellos casos en los que el agente responsable del transporte es de origen eólico, como ocurre en los sistemas sedimentarios dunares, la citada fuente revela un mayor grado de adecuación de aquellas técnicas de datación basadas en la estimulación óptica de la muestra. Esta premisa se fundamentaría en que el viento, a diferencia de un flujo turbulento, constituye un agente constante que genera una menor exposición del sedimento a la luz solar, pues rápidamente superpone una capa de sedimentos sobre otra. De este modo, considerando que la cantidad de radiación almacenada por las partículas cristalinas presentes en la muestra es proporcional al tiempo de exposición a la fuente energética, una rápida respuesta de la muestra a la estimulación artificial llevada a cabo en el laboratorio requerirá del uso de una fuente menos energética que el calor, es decir, la luz.

Este hecho la convierte, entre otras muchas razones que se abordarán a continuación, en una técnica ampliamente utilizada en la datación de sedimentos dunares a escala global, óptima además en ambientes con una elevada presencia de minerales cuarcíticos como es el caso de la ensenada de Marbella. Con todo ello, su utilización se prevé indispensable para obtener una aproximación que informe de la cronología del origen de las dunas de Artola.

2.4.2 Fundamentos de la datación por luminiscencia de estimulación óptica

Introducción a la datación por luminiscencia óptica

La datación por luminiscencia estimulada de forma óptica (en adelante, *O.S.L*) fue desarrollada por [Huntley et al. \(1985\)](#) a fin de determinar el momento en el que las partículas de sedimento estuvieron expuestas a la luz solar por última vez durante la fase de transporte. En un primer momento, tales autores advirtieron de la existencia de ciertas imprecisiones en el caso de muestras de sedimentos muy jóvenes, fenómeno que ha centralizado la atención de expertos científicos a través de una gran diversidad de estudios hasta la actualidad.

Una de las principales ventajas de la datación mediante *O.S.L* se basa en el amplio rango cronológico que permite estimar. De acuerdo con [Murray y Olley \(2002\)](#), el límite cronológico superior de esta técnica se sitúa próximo a los 150.000 años, es decir, permitiría revelar la edad de partículas de sedimentos que fueron depositadas entre el Tarantiense (hace aproximadamente 126.000 años) y el Holoceno con un rango de error entre el 5 y el 10%, permitiendo así la datación de muestras más longevas que en el caso del radiocarbono (40.000 años). Posteriormente, [Murray et al. \(2008\)](#) investigaron depósitos interglaciares más antiguos ubicados el río Seyda en Rusia, obteniendo edades próximas a los 200.000 años que superaban el registro obtenido en el año 2002, permitiendo así ampliar el contexto cronológico al Ioniense Superior ([Wintle, 2008](#)).

El límite cronológico inferior de la *O.S.L*, en cambio, ha experimentado cierta evolución a lo largo del tiempo, en gran parte debido a las mejoras derivadas de su recurrente aplicación en diversos ambientes sedimentarios litorales del planeta. Tras la creación de la *O.S.L*, [Aitkens y Smith \(1988\)](#) demostraron que los sedimentos que se encontraban sometidos a sucesivos procesos de exposición a la luz solar y posterior enterramiento desarrollaban una capacidad de recuperación a la inestabilidad que actuaba como factor limitante en el caso de sedimentos jóvenes de edad situada entre los 500 y 1.000 años ([Madsen y Murray, 2009](#)), de modo que la aplicación de esta técnica en sedimentos de dicho rango de edad resultaba ciertamente imprecisa. No obstante, estudios desarrollados con posterioridad demostraron la posibilidad de datar sedimentos de edad inferior a 500 años. Un ejemplo de ello se encuentra en el estudio de [Ballarini et al. \(2003\)](#), en el que se analizaron un total de 20 muestras de sedimentos arenosos colectadas en un cordón dunar ubicado en Holanda, obteniendo tras su análisis un amplio rango de edades en todos los casos inferiores a los 300 años y que resultaban, en su amplia mayoría, sorprendentemente congruentes ya que casaban de forma precisa con la interpretación de datos bibliográficos y cartográficos históricos adicionales.

Otro estudio llevado a cabo posteriormente por [Nielsen et al. \(2006\)](#) en un sistema dunar ubicado en Dinamarca reveló edades más recientes que las obtenidas por Ballarini y colaboradores, aproximándose en algún caso a los 170 años, siendo consideradas plausibles mediante el análisis de la evolución socioeconómica del área de estudio y de elementos cartográficos históricos. Más adelante [Wintle \(2008\)](#) reforzó los datos obtenidos por Ballarini et al. en el caso de sedimentos jóvenes, aludiendo al mayor rango de precisión que el uso de la datación mediante *O.S.L* confería al análisis en comparación con el empleo del radiocarbono, hipótesis previamente contemplada por [Duller \(2004\)](#).

El interés por contrastar el grado de aplicabilidad de la datación mediante *O.S.L* en sedimentos jóvenes se ha mantenido a lo largo del tiempo. Un estudio llevado a cabo por [Costas et al. \(2012\)](#) reveló que el uso de esta técnica en sedimentos dunares de edad inferior a los 100 años, aun mostrando una sobreestimación de entre 10 y 40 años, resultaba conveniente ya que mostraba resultados razonables al contrastar tales datos con análisis previos de imágenes de satélite y otros resultados obtenidos mediante el uso de un georadar. Estudios más recientes como el de [Cunningham et al. \(2015\)](#) entre otros revelan resultados interesantes sobre sedimentos jóvenes, en esta ocasión en ambientes fluviales, concluyendo que, si bien la aplicación de la *O.S.L* se encuentra ciertamente limitada en este tipo de ambientes fundamentándose en que la lámina de agua afectaría potencialmente a la cantidad de radiación que reciben las partículas de sedimento, su uso permite obtener información muy valiosa sobre los procesos de erosión, transporte y deposición del sedimento a escala de cuenca hidrográfica.

Procedimiento de toma de muestras para su datación mediante O.S.L

Como cualquier procedimiento analítico en el ámbito de la geomorfología litoral, la aplicación de la datación mediante *O.S.L* requiere de un trabajo de campo previo basado en la colección de muestras de sedimentos para su posterior tratamiento experimental en un laboratorio. Considerando la extraordinaria sensibilidad de esta técnica a la presencia de cualquier tipo de radiación óptica o térmica, la toma de muestras ha de realizarse con suma minucia, tomando especial precaución en evitar la interacción entre las partículas de sedimentos y las radiactivas, fenómeno que ocasionaría el reinicio de su señal de luminiscencia y, por ende, la invalidez del proceso. En este sentido, es preciso indicar el elevado nivel de consenso que existe en lo que respecta al procedimiento de colección de muestras para su subsecuente datación por luminiscencia. Entre la gran diversidad de laboratorios pertenecientes a entidades públicas y privadas que se dedican a la datación de partículas con fines arqueológicos y geológicos, es preciso destacar el Laboratorio de Luminiscencia de la Universidad del Estado de Utah, en los Estados Unidos, quienes cosechan un amplio recorrido en la datación de sedimentos con fines geológicos y arqueológicos mediante el empleo de la técnica de la Termoluminiscencia y la *O.S.L*, a raíz del cual han elaborado una reciente guía ([Nelson et al., 2015](#)) que será considerada durante la descripción del procedimiento de toma de muestras.

De acuerdo con la citada fuente, la datación mediante *O.S.L* requiere la colección de dos muestras, una principal que será sometida a excitación mediante radiación óptica en un laboratorio para la medición de su señal de luminiscencia, término que corresponde a la Dosis Equivalente según se expresa la **ecuación 39**, y una muestra accesoria de sedimentos ubicados con cercanía a la anterior y que será utilizada para estimar la Dosis Ambiental, término equivalente a la tasa de exposición a la radiación lumínica según se muestra en (39), si bien este parámetro podría determinarse *in situ* en caso de disponer de un espectrómetro portátil de rayos gamma.

En aquellos casos en los que la muestra accesoria es tomada pero no es posible asegurarla en un contenedor hermético, una tercera muestra sería necesaria a fin de realizar una medición de su contenido en agua, asumiendo que el grado de humedad puede atenuar la tasa de radiación que es medida a través de la Dosis Ambiental.

A la vista de ello es posible deducir la necesidad de disponer de un conocimiento profundo sobre la configuración del medio físico en términos de su litología, hidrología e historia deposicional, datos que contribuirán al éxito del análisis.

Considerando el procedimiento estándar de toma de muestras descrito por Nelson *et al.*, el primer paso consiste en recabar la información necesaria para el cálculo de la Dosis Ambiental. En aquellos casos en los que la muestra sea tomada a lo largo de un perfil estratigráfico vertical, por ejemplo un acantilado o una ladera, se deberá seleccionar en primera instancia el área en la que será tomada la muestra principal para el cálculo de la Dosis Equivalente y, acto seguido, trazar un radio de unos 15 centímetros, si bien Gray *et al.* (2015) ampliaron dicho radio a 30 centímetros, que constituirá el área en la que se tomará la muestra para la medición de la Dosis Ambiental, cuyo contenido en sedimentos deberá oscilar entre 70 y 500 gramos en función del tipo de espectroscopía que se utilice para su medición. Dicha muestra deberá acompañar información esencial para el cálculo de la Dosis Ambiental, tal como la latitud y longitud, profundidad de enterramiento en el perfil estratigráfico vertical y la cota altimétrica del lugar de muestreo, todo ello a fin de evaluar la contribución de la radiación cósmica a dicha variable. En el caso de muestras de sedimentos arenosos colectados en ambientes dunares, el procedimiento de medición de la Dosis Ambiental es extrapolable aunque traducido a un plano horizontal, debiéndose considerar la mayor disposición de materia orgánica y otros restos.

La fase más sensible de este método se inicia en el momento de la toma de la muestra principal para la medición de la Dosis Equivalente. Para ello se deberá disponer de un tubo opaco de unos 15 a 20 centímetros de largo y de 2,5 a 5 centímetros de diámetro preferiblemente compuesto de un metal no rugoso, robusto y ligero, tal como el aluminio o el cobre entre otros, aunque también es habitual el uso del *Polyvinyl Chloride (P.V.C)*, si bien es preciso ser cuidadosos ya que este material no proporciona una protección completa frente a la luz, por lo que sólo deberá ser utilizado si es rápidamente introducido en un envoltorio completamente opaco (Mahan *et al.*, 2007).

No obstante, el uso del *P.V.C* ofrece ciertas ventajas frente a la utilización de tubos metálicos. Según advierte la *U.S.G.S*, la utilización del *P.V.C* facilita el proceso de extracción de la muestra de sedimentos así como su manipulación, de modo que el corte del tubo en el laboratorio no requeriría la utilización de material eléctrico pesado ni dejaría restos metálicos peligrosos para el investigador o potencialmente causantes de la alteración de la muestra. Además, la utilización del *P.V.C* también resultaría más ventajosa en términos de eficiencia y sostenibilidad de recursos, pues permite su reutilización en futuros muestreos mientras que los tubos de metal son frecuentemente eliminados tras el análisis.

El primer paso del proceso de toma de muestra consiste en la limpieza del punto de muestreo de posibles restos de vegetación, gravas u otras partículas que pudieran alterar la muestra. Una vez ubicado el tubo en disposición normal al plano del punto de muestreo, éste debe ser introducido con ayuda de un martillo hasta capturar el volumen deseado de sedimentos, extrayéndose posteriormente y cubriéndose rápidamente por un envoltorio opaco, como puede ser el papel de aluminio, el cual deberá asegurarse mediante un elemento fijador, siendo el más frecuente la cinta americana.

La aplicación de la *O.S.L* puede ser a su vez extrapolada a la datación de bloques rocosos, método habitualmente utilizado en el campo de la arqueología tal como reflejan algunos estudios como el de [Vafiadou et al. \(2007\)](#) entre muchos otros. De acuerdo con [Sohbati et al. \(2012\)](#), la datación de bloques rocosos mediante *O.S.L* presenta dos ventajas esenciales respecto a la datación de partículas de sedimento, de una parte las rocas no necesitan ser muestreadas y procesadas en condiciones de oscuridad sino que son capaces de almacenar señales ópticas a pesar de encontrarse expuestas a nuevas fuentes de radiación, siendo además capaces de informar de una mayor variedad de eventos secuenciales en función de su profundidad.

Una vez la muestra es colectada, da comienzo la fase analítica en la cual la Dosis Equivalente es determinada en el laboratorio, procedimiento que se describe a continuación.



Figura 102. Proceso de colección de muestras de sedimentos para su datación mediante la técnica de luminiscencia de estimulación óptica. Fuente: *Coastal Environments Research Group*.

Procedimiento analítico para la obtención de la Dosis Equivalente

Ante la ausencia de un laboratorio equipado para el desarrollo de esta técnica en el ámbito de la Universidad Pablo de Olavide de Sevilla se optó por encomendarlo al Laboratorio de Luminiscencia de la Universidad de Liverpool en el Reino Unido.

El método que más ampliamente utilizado para la estimación de la Dosis Equivalente en el proceso de datación de partículas de sedimento mediante la *O.S.L* es el que se conoce en inglés como *Single Aliquot Regenerative Dose* (en adelante, protocolo *S.A.R*), desarrollado por Murray y Roberts (1998) y posteriormente mejorado por Murray y Wintle (2000). Este método fue inicialmente aplicado sobre partículas gruesas de cuarzo que eran previamente aisladas de la muestra original en un laboratorio, mostrando una excelente precisión en la determinación de la cantidad de radiación óptica almacenada por tales partículas (Murray y Olley, 2002; Packman *et al.*, 2007).

Este complejo método se fundamenta, en términos generales, en la exposición de la muestra a sucesivas etapas de excitación óptica y procesos de calentado a fin de evaluar la respuesta de la señal de *O.S.L* emitida, es decir, la Dosis Equivalente, ante semejantes variaciones.

En la figura 103 se presenta esquemáticamente el procedimiento adoptado en el protocolo *SAR*. Según muestra dicha figura, y de acuerdo con Murray y Olley (2002) y Medialdea-Utande (2012), el proceso de análisis comienza con el precalentamiento de la muestra a una temperatura que oscila entre los 180 y los 300°C durante unos 10 segundos, con el fin de eliminar posibles obstáculos estructurales responsables de impedir la homogénea distribución de radiación a lo largo la muestra, tal como ocurre en el medio natural. Tras esta primera etapa se mide la señal natural de *O.S.L*, representada por el parámetro L_0 .

A continuación se procede a la medición de la señal *O.S.L* de prueba (*test dose O.S.L signal*; T_0), para lo cual la muestra es sometida, en primera instancia, a una dosis de radiación de prueba (*test dose*; D_t), calentada posteriormente a unos 180°C y sometida finalmente a estimulación óptica. Este proceso daría fin al primer ciclo de medida, definido como ciclo natural dado que la muestra no ha sido sometida a dosis regenerativa (Fig. 103). Tras ello daría comienzo el segundo ciclo, en el que se repetirían nuevamente las fases del ciclo natural con la salvedad de que, en este caso, el inicio del procedimiento comenzaría con el suministro de una determinada dosis regenerativa (D_1), obteniéndose tras ello los parámetros L_1 y T_1 del mismo modo que se determinaron en ciclo inicial. Este proceso podría repetirse tantas veces como se estimase conveniente, siendo la cantidad de dosis regenerativa suministrada (D_x) la única variable en el proceso. El procedimiento finaliza con la nueva estimulación óptica de la muestra, esta vez a mayor temperatura que en el paso previo a fin de eliminar cualquier señal residual.

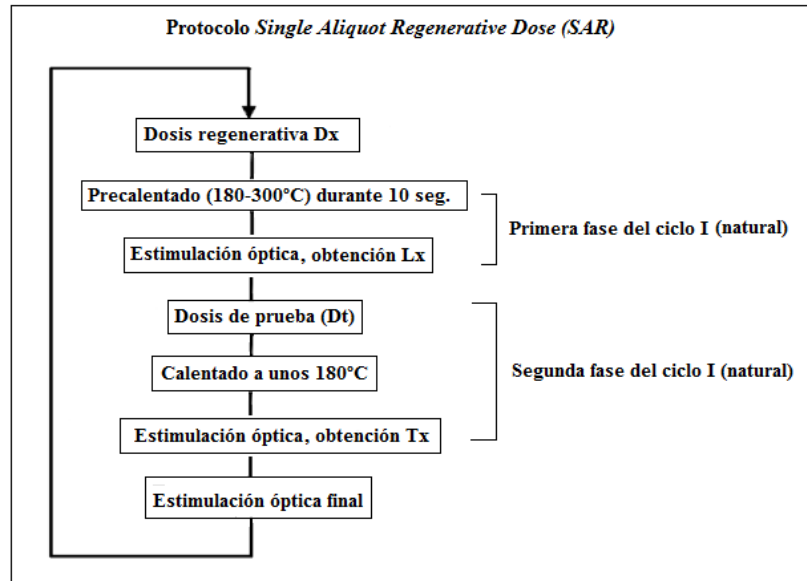


Figura 103. Procedimiento esquemático del protocolo de *Single Aliquot Regenerative Dose* (S.A.R) para la estimación de la Dosis Equivalente en la datación mediante O.S.L.

Fuente: Modificado de Medialdea-Utande (2012).

Según apuntan [Packman et al. \(2007\)](#), la aplicación de este método resulta más sencilla en muestras de textura arenosa que en muestras limosas, principalmente debido a la complejidad que implica el aislamiento de las partículas de cuarzo en aquellos casos en los que el tamaño de las partículas es muy pequeño, cuya extracción suele llevarse a cabo mediante tratamiento ácido ([Mauz y Lang, 2004](#)).

De acuerdo con [Duller \(2007\)](#), el cálculo de la Dosis Equivalente (D_E) mediante el protocolo SAR requiere 1) la medida de la señal de luminiscencia natural (L_N), la cual deriva de la irradiación a la que ha estado sometida en la naturaleza (L_x en Fig. 103), 2) la evaluación de la sensibilidad de la alícuota mediante la medida de la señal de luminiscencia (T_N ; T_x en la Fig. 103) generada por la dosis de prueba (D_t) y finalmente 3) el desarrollo de los ciclos restantes, los cuales implicaría el suministro de una dosis regenerativa D_1 , D_2 , D_3 (...) para regenerar una señal de luminiscencia L_1 , L_2 , L_3 (...), seguida de la aplicación de una dosis de prueba para la obtención de la señal de luminiscencia T_1 , T_2 , T_3 (...). Tras ello, se aplicarían las ecuaciones que a continuación se presentan:

$$R_N = L_N/T_N \quad (40)$$

Siendo :

R_N : Punto de regeneración natural

$$R_1 = L_1/T_1 \quad (41)$$

$$D_E = (R_N/R_1) * D_1 \quad (42)$$

Haciendo referencia el símbolo (...) al número de ciclos que se han llevado a cabo durante el análisis.

3.1.1 Instrumentos de planificación hidrológica y gestión de los recursos hídricos y sedimentarios aplicables en el embalse de La Concepción.

Tras la contextualización del escenario de gestión de los recursos hídricos en el ámbito de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas (Capítulo 1.2.2), se presentan a continuación los instrumentos de planificación aplicables en el embalse de La Concepción, la principal fuente de abastecimiento de agua de la Costa del Sol Occidental.

El embalse de La Concepción se halla ubicado en el tramo medio-final del río Verde, el más extenso y caudaloso de los que vierten a la ensenada de Marbella, emplazamiento que no es fruto de la casuística. Su gestión, tal y como se ha detallado con anterioridad, es competencia de la Dirección General de Infraestructuras y Explotación del Agua, sin embargo el órgano responsable de la elaboración, seguimiento y revisión de su planificación hidrológica, en este caso a través del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas ([C.M.A.O.T, 2016](#)), es la Dirección General de Planificación y Gestión del Dominio Público Hidráulico, denotando así la estrecha sintonía que existe entre ambos organismos adscritos a la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía. En el transcurso de la elaboración del presente estudio, se ha producido la transición del período hidrológico 2009-2015 al 2015-2021, contemplándose en este caso el documento más reciente a la búsqueda de posibles actuaciones que pudieran abordar la gestión de los sedimentos retenidos en el embalse de La Concepción. Dicho instrumento de planificación, al igual que el redactado en el período hidrológico anterior, es el encargado de establecer las acciones y las medidas necesarias para conseguir los objetivos de la planificación hidrológica en la citada Demarcación Hidrográfica, cuyas masas de agua continentales fueron delimitadas mediante el Decreto 357/2009, de acuerdo a los objetivos medioambientales presentados en el artículo 6 de la [Ley 9/2010, de 30 de julio](#), de Aguas de Andalucía y en el artículo 35 del Reglamento de Planificación Hidrológica, aprobado por [Real Decreto 907/2007, de 6 de julio](#). Ambos instrumentos normativos abordan la preservación de la calidad ambiental de las masas de agua continentales como premisa esencial, previniendo su deterioro, reduciendo su contaminación a través de vertidos y fomentando su uso racional.

En lo que respecta al paradigma de la gestión de los recursos hídricos, el artículo 6 de la Ley de Aguas de Andalucía refleja literalmente en su apartado d) que constituye un objetivo medioambiental la “*compatibilización de la gestión de los recursos naturales con la salvaguarda de la calidad de las masas de agua y de los ecosistemas acuáticos*”. El concepto de sedimento como recurso natural, aunque plausible, no se percibe dentro del contexto normativo sobre la gestión de recursos hídricos a escala nacional, según el apartado anterior. En relación a ello, la Red Europea sobre el Sedimento (*European Sediment Network, SedNet*), una iniciativa destinada a incorporar el estudio de los sedimentos dentro de estrategias europeas con el fin de lograr un buen estado ecológico de los ecosistemas y desarrollar nuevas herramientas para la gestión del sedimento, ha advertido que los sedimentos extraídos de canales portuarios, depósitos *offshore* o embalses no deben interpretarse como elementos contaminantes sino como un recurso.

De acuerdo con Brils (2008), las partículas de sedimento constituyen el hábitat de numerosas especies acuáticas, potenciando además la creación de biodiversidad. De igual forma, constituye un recurso muy valioso para el desempeño de las actividades humanas, configurando un elemento esencial para el desarrollo de prácticas agrícolas o para la fabricación de materiales de construcción, debiéndose añadir además su extraordinaria importancia como principal atractivo del modelo turístico de sol y playa característico de la Costa del Sol. Considerando el extraordinario rol que el sedimento desempeña en el adecuado estado ecológico de los ecosistemas acuáticos, el diseño de un instrumento de planificación que aborde la gestión del sedimento retenido en los embalses tendría cabida bajo la premisa de recurso natural.

Según refleja el artículo 2 del Plan Hidrológico vigente, el cual describe el ámbito hidrológico y territorial de los sistemas de explotación de recursos, el embalse de La Concepción se enmarca en el Subsistema I-3 denominado ‘Serranía de Ronda - cuencas vertientes al mar entre las desembocaduras de los ríos Guadiaro y Guadalhorce’ (Fig. 104). Por su parte, el apartado 4.2 del Anexo 1 describe el embalse de La Concepción como una masa de agua de tipo ‘muy modificada’, lo cual se ajusta, según refleja el apartado s) del artículo 3 del Reglamento de la Planificación Hidrológica a *“una masa de agua superficial que, como consecuencia de alteraciones físicas producidas por la actividad humana, ha experimentado un cambio sustancial en su naturaleza”*. No se especifica con claridad que debería entenderse por ‘naturaleza’, si bien se deduce que podría hacer referencia a sus propiedades hidrológicas y ecológicas. De acuerdo con el Anexo 0, el cual proporciona una ficha resumen de cada una de las masas de agua continental que configuran la Demarcación Hidrográfica, La Concepción se define como un embalse de tipo monomítico, lo cual indica que únicamente se producen procesos de mezcla de masas de agua una vez al año debido a variaciones en la temperatura, motivado por la estabilidad térmica característica del área de estudio, y de naturaleza calcáreo perteneciente a zonas no húmedas, hecho que se correlaciona con la litología característica de los sistemas montañosos de S. Blanca y S. de las Nieves. Una información más detallada es aportada en el Apéndice I.2 del Anexo 1, en donde se describen las masas de agua muy modificadas. Según refleja dicho anexo, presenta una superficie de 214 hectáreas, una profundidad máxima de 34,5 metros y una capacidad de almacenamiento de 57 hm^3 , ampliables a 63 hm^3 ante episodios de gran pluviosidad. El agua que contiene es destinada a satisfacer el consumo urbano de los municipios de la Costa del Sol Occidental, entre los que destaca la ciudad de Marbella, destinado de forma accesoria a la laminación de avenidas, lo cual es indicativo del elevado régimen hidrológico de la cabecera del río Verde.

La extraordinaria relevancia del embalse de La Concepción en el contexto hidrológico de la Costa del Sol Occidental ha constituido, con gran probabilidad, la justificación al desarrollo del Trasvase Guadalmanza-Guadamina-Guadaiza a La Concepción, asegurando así un nivel mínimo de almacenamiento incluso en períodos de sequía estacional.

Además del sistema de trasvase, el embalse de La Concepción recibe aportes procedentes de la Desaladora de la Costa del Sol, la única infraestructura de esta naturaleza de la provincia de Málaga. Esta planta fue construida en el municipio de Marbella en el año 1996 ante la preocupante escasez de recursos hídricos en la cuenca hidrográfica del río Verde. Su período de explotación comenzó en el año 2005 y es capaz de tratar y distribuir en la actualidad hasta 20 hm³ de agua al año, prácticamente un tercio de la capacidad de almacenamiento de La Concepción.

De este modo, dicho embalse actúa como cuenca artificial de recepción de agua que posteriormente deriva hacia todos los municipios que componen la comarca occidental de la Costa del Sol, fenómeno que complica cualquier actuación que comprometa la estructura del embalse. Si se atiende al efecto que la construcción de este embalse imprimió sobre el estado de conservación del medio físico, la única medida correctora posible consistiría en su desmantelamiento, una actuación completamente inviable en términos económicos y de suministro hídrico dado que los municipios de la Costa del Sol Occidental no tendrían otra opción salvo surtirse de agua procedente de los excedentes embalsados en las infraestructuras hidráulicas ubicadas en el Campo de Gibraltar, resultaría muy costoso en todos los sentidos.

Finalmente, y habiéndose contrastado que el sector público de aprovechamiento hídrico andaluz no contempla formalmente la gestión del sedimento almacenado en los embalses, se hace necesaria la valoración de posibles procedimientos llevados a cabo desde el sector privado de gestión de recursos hídricos que revelen qué se podría hacer en materia de sedimentación de embalses y cómo.

3.1.2 La sedimentación de embalses. Análisis de experiencias

La sedimentación de los embalses

La sedimentación de los embalses constituye una grave problemática que debe ser abordada con urgencia, pues la naturaleza estructural de este tipo de infraestructuras hidráulicas da lugar a que actúen como verdaderas trampas de sedimentos ([Randle et al., 2006](#)), distorsionando significativamente la dinámica sedimentaria fluvial y generando, en consecuencia, un potente déficit en los aportes sedimentarios al sistema litoral, responsables a su vez del registro de potentes fenómenos erosivos especialmente sensibles en zonas costeras cuya principal fuente de aportes proviene del medio fluvial, como es el caso del área de estudio ([McDowell et al., 1993](#); [Malvárez, 1999](#)). Además, la magnitud de la sedimentación de embalses no sólo se ciñe al inmediato decrecimiento del rendimiento hídrico de los embalses, sino que genera además una grave alteración en los mecanismos naturales que rigen el comportamiento de los ecosistemas acuáticos ([Palau-Ybars, 2002](#); [Martínez-Salvador et al., 2015](#)), dado entre otros por la variación en la demanda de oxígeno o por el aumento de la turbidez del agua.

De este modo, es preciso advertir que sin la aplicación de los oportunos instrumentos de gestión, los procesos de sedimentación pueden derivar en importantes alteraciones ecosistémicas y graves fenómenos de aterramiento de embalses, más probables estos últimos en cauces fluviales altamente caudalosos y energéticos situados en cuencas hidrográficas con una elevada erodibilidad y alta tasa de producción de sedimentos.

En España, se constató en el año 2008 la reducción del rendimiento hídrico de 121 embalses por procesos de sedimentación, cuya superficie en sumatorio fue equivalente al 45% de la extensión superficial total del país (Cobo, 2008), lo cual resulta indicativo de la elevada dimensión territorial de una problemática que continuará en aumento, según las previsiones estimadas por la citada fuente para las Cuencas Mediterráneas Andaluzas, hasta el año 2050 con una tasa total de aterramiento de 216,44 hm³, valor superior al previsto para la Demarcación Hidrográfica del Segura o la Confederación Hidrográfica de Cataluña entre otras. Teniendo en cuenta que en el período 2004-2014 el volumen de arena destinada a la regeneración artificial de las playas de la Costa del Sol Occidental fue de 549.060 m³ (0,54906 hm³) según fuentes del Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente, el volumen de aterramiento estimado por Cobo sería lo suficientemente cuantioso como para abordar el déficit en los aportes de sedimentos de un gran número de playas a escala regional e incluso nacional, previéndose así como un recurso natural de extraordinaria implicación en escenarios con graves problemáticas de erosión costera como la Cuenca del Mediterráneo en general y el área de estudio en particular.

Para afrontar el paradigma de la gestión de sedimentos en embalses con solvencia, es preciso conocer el comportamiento que experimenta la corriente fluvial y las partículas de sedimento que transporta al contactar con la masa de agua embalsada.

El proceso de sedimentación constituye un fenómeno complejo que se inicia por el contacto de una masa de agua en movimiento, la del cauce fluvial, con otra estacionaria, la embalsada, provocando la reducción drástica de la velocidad con la que las partículas de sedimento son transportadas, produciéndose finalmente su depósito en el lecho impermeable del embalse (De Antonio *et al.*, 1995). La distribución de las partículas de sedimento a lo largo de la superficie del fondo del embalse no es aleatoria, sino que prosigue un patrón granulométrico (Fig. 105.A y B). Tal distribución se halla bien descrita en los estudios de Randle *et al.* (2006) y Cobo (2008), según los cuales, y asumiendo condiciones normales, las partículas granulométricas más gruesas, principalmente arenas depositadas junto con gravas y gravillas, tienden a depositarse en el momento inicial del contacto entre las dos masas de agua, dando lugar a una morfología recurrente en todos los embalses denominada ‘delta de cola’, cuyas partículas continuarán retrabajándose y desplazándose hacia el perfil más profundo del embalse en momentos con menor registro de almacenamiento o ante episodios concretos de avenidas.

Los materiales más finos, principalmente de textura arcillosa o arcillo-limosa, tienden a ser transportados a lo largo del embalse como carga en suspensión hasta contactar con el talud de la presa, dada su menor velocidad de sedimentación, depositándose en sus inmediaciones y formando, en algunos casos, el ‘delta de presa’. Las partículas de granulometría intermedia, es decir, aquellas con textura limosa y arenosa media, tienden a depositarse entre ambos deltas en la forma que indica la figura 105, quedando sujetas a la acción de las corrientes.

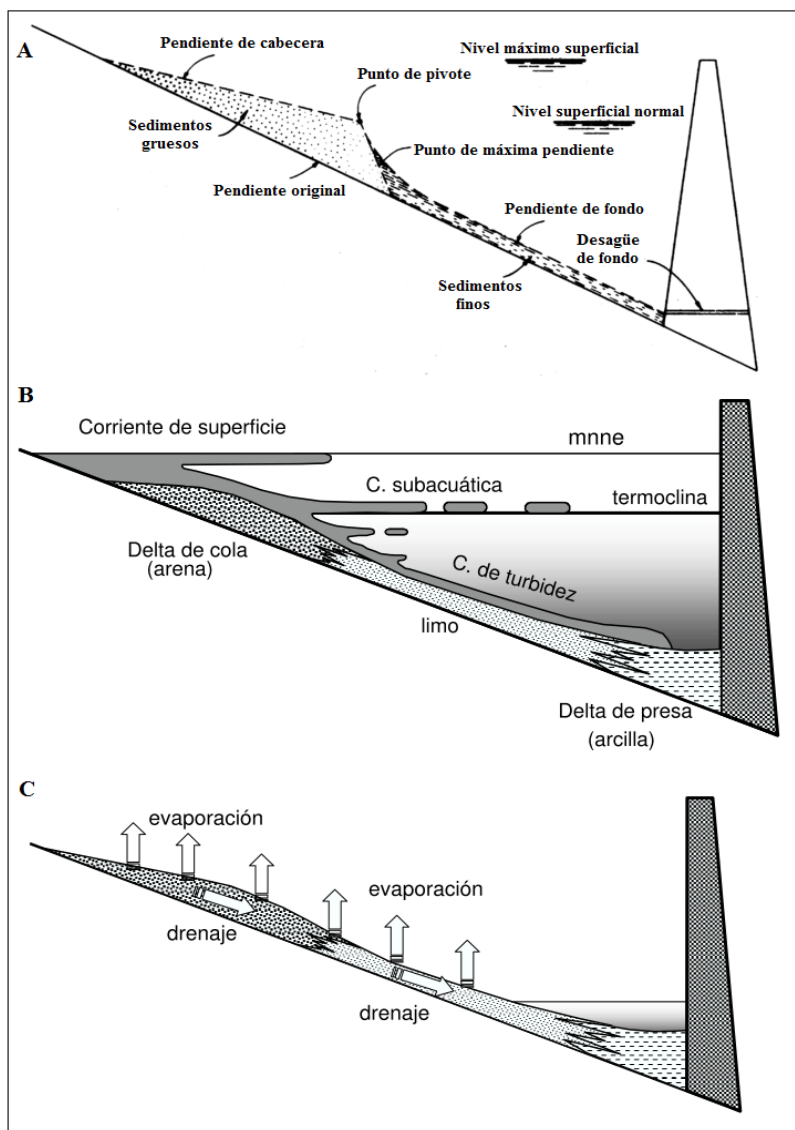


Figura 105. Perfil normal de distribución granulométrica y dinámica de las partículas de sedimento en el lecho de un embalse. Fuente: La imagen A ha sido modificada de Randle *et al.* (2006). Las imágenes B y C han sido tomadas de Cobo (2008). Las siglas ‘mnne’ en la imagen B indican el ‘máximo nivel normal del embalse’.

Los embalses, a pesar de mostrar en muchos casos cierta apariencia de calma, albergan potentes corrientes a lo largo de la columna de agua, las cuales constituyen el agente principal responsable de la distribución granulométrica de las partículas de sedimento a lo largo del lecho del embalse.

Uno de los procesos que intervienen en la configuración del perfil granulométrico de un embalse es el de estratificación térmica, fenómeno que se encuentra regulado por la acción de los agentes atmosféricos (Boehrer y Schultze, 2008). De acuerdo con la citada fuente, los agentes principalmente responsables de la configuración del gradiente térmico de la columna de agua son la tasa de incidencia de radiación solar sobre la superficie del agua y el grado de humedad que registra el aire, el cual controlará la magnitud de los procesos de evaporación.

La transferencia de calor hacia las masas de agua más profundas se lleva a cabo de forma lenta en condiciones normales, pudiendo verse acelerado, no obstante, durante eventos meteorológicos con elevadas velocidades del viento. De este modo, se genera un gradiente longitudinal de densidad en el que la masa superficial, más cálida y menos densa, denominada epilimnio, se diferencia de la profunda y más fría, el hipolimnio, mediante un agudo gradiente térmico que las separa, la termoclina, del mismo modo que ocurre en el océano aunque de una forma más marcada dado que la masa de agua embalsada presenta un mayor carácter estacionario. Este proceso es propio de la estación veraniega, período en el que se registran las mayores tasas de radiación solar y horas del sol al día, sin embargo puede prolongarse hasta las estaciones de otoño e invierno, en las que la incidencia de vientos más fríos sobre la superficie del agua reduciría el espesor del epilimnio y produciría la formación de corrientes térmicas responsables del transporte longitudinal de partículas en suspensión.

Las fluctuaciones en el nivel de almacenamiento del embalse entre las estaciones de invierno y verano constituye a su vez un factor responsable de la magnitud que adquiere el aporte sedimentario que recibe un embalse. En los meses de verano, el escaso régimen de precipitaciones desencadena el descenso del caudal del río y del nivel de almacenamiento hídrico del embalse, de modo que los sedimentos que se encuentran en la cola del embalse tienden a consolidarse por acción de los agentes atmosféricos y a constituir una barrera para futuros aportes (Cobo, 2008). De acuerdo con el autor, en caso de una fuerte avenida, fenómeno probable en el caso de río Verde dado que el período de fuertes precipitaciones se encuentra muy acotado en los meses de otoño e invierno, la disgregación forzada de tales materiales gruesos por acción de la corriente de flujo y su posterior desplazamiento podría causar la erosión del delta de cola y producir el transporte de materiales gruesos hacia niveles más profundos del embalse en los que suelen depositarse los sedimentos más finos, alterando de esta forma el perfil normal de distribución granulométrico del sedimento (Fig. 105.C).

Finalmente, es de extrema importancia el conocimiento de la composición química de los sedimentos del embalse, a fin de estudiar posibles estrategias de realojamiento o la asignación de un determinado uso. Esta cuestión resulta especialmente sensible en el área de estudio, considerando la riqueza de la corteza continental en minerales que derivan del hierro y metales pesados asociados al afloramiento de peridotitas, siendo éstas capaces de proveer al suelo de elementos tales como el cobre, plomo, mercurio o cadmio entre otros, todos ellos de elevada toxicidad.

Procedimientos implementados por el sector privado de aprovechamiento hídrico destinados a la gestión del sedimento retenido en los embalses españoles

Los embalses gestionados por empresas privadas no suelen destinar el almacenamiento de recursos hídricos a satisfacer una demanda poblacional, sino que persiguen un fin con un marcado sesgo económico, frecuentemente la producción de energía hidroeléctrica. Entre las empresas más potentes del sector energético español se encuentra Endesa Generación S.A, la cual figura como titular de 77 embalses en la Demarcación Hidrográfica del Ebro, 20 en la del Miño-Sil, 13 en la del Guadalquivir y 8 en la del Duero entre otras, según datos obtenidos del visor cartográfico del Inventario de Presas y Embalses, desarrollado por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

En contraposición con las escasas iniciativas, o más bien prácticamente nulas, relacionadas con la gestión del sedimento retenidos en los embalses de manos de las autoridades Autonómicas competentes en la materia, la compañía eléctrica Endesa sí lleva a cabo cierto tipo de actuaciones justificadas en la notable pérdida de eficiencia hídrica y su repercusión, en términos de rentabilidad económica de la inversión inicial y de la fase de explotación, producida por el acúmulo de sedimentos en el cuerpo del embalse (Palau-Ybars, 2002). Según indica el autor, no existen medidas definitivas que palien el fenómeno de la colmatación de embalses, una problemática mundial de primer orden junto con la eutrofización, sin embargo sí es posible la aplicación de cierto tipo de medidas destinadas a minimizar los efectos estructurales adversos derivados de la sedimentación de los embalses. En este sentido y de acuerdo con Wan (1996) y Yang (2006), el principio básico de la gestión de la sedimentación de los embalses consiste, por una parte, en reducir la concentración de sedimentos mediante el desagüe de las corrientes de densidad, es decir, aquellas masas de agua que portan un cierto volumen de sedimentos en suspensión, y, por otro lado, en la retención de aquel volumen de agua que se encuentra libre de partículas. Según lo establecido por la Comisión Internacional de Grandes Presas (*International Commission On Large Dams, I.C.O.L.D*; Basson y Roosebom, 1999), un organismo internacional no gubernamental encargado de la elaboración de pautas para asegurar que la construcción de embalses y presas se realiza de forma eficiente y sostenible en términos económicos y medioambientales, tales medidas pueden agruparse en dos tipos: preventivas y correctoras.

Las medidas preventivas son aquellas que tienen por objeto reducir o impedir el aporte de sedimentos en el embalse, pudiendo llevarse a cabo a escala de cuenca o del propio embalse. Aquellas que se realizan en la cuenca hidrográfica están orientadas a ejercer el control sobre los mecanismos de producción y movilización de sedimentos, para lo cual, y de acuerdo con lo indicado por Palau-Ybars, es necesario un conocimiento preciso de las tasas reales de erosión y la localización de las zonas productoras de sedimento.

Una vez identificadas las zonas productoras de sedimento, las medidas preventivas habitualmente aplicadas suelen estar orientadas a la conservación del suelo a través de la reforestación de los diferentes estratos vegetativos del suelo. Ello vendría a confirmar la extraordinaria relevancia de la naturaleza de la cubierta vegetal en la magnitud que adquiere el proceso de pérdida de suelo a escala de cuenca hidrográfica.

Otras medidas preventivas, según indica [Cobo \(2008\)](#), pueden orientarse hacia la corrección de torrentes o la construcción de presas de retención, entre otras. En el caso de identificarse la presencia de laderas especialmente escarpadas que conlleven cierto riesgo de desprendimientos y que se encuentren ubicadas junto a un cauce fluvial, sería también posible proceder a su fijación mediante la utilización de elementos estructurales.

En cuanto a aquellas medidas preventivas de aplicación en la infraestructura hidráulica, podría llevarse a cabo el aumento de la altura de la presa a fin de paliar su posible colmatación, si bien tendría carácter temporal dado que no influye directamente sobre la tasa de sedimentación, suponiendo además una actuación ciertamente costosa. Otra de las posibles medidas se basa en la construcción de un azud de cola, o lo que Cobo describe como ‘embalse muerto’, que consiste en el emplazamiento de un pequeño dique en la cola del embalse que ejerce como trampa de sedimentos de tipo gravoso junto con arcillas y arenas, evitando así que continúen siendo transportadas hacia la masa de agua embalsada. Los sedimentos aquí retenidos, según indica Palau-Ybars, pueden extraerse y ubicarse posteriormente en el lugar más apropiado del cauce fluvial río abajo para proceder, finalmente, a su reubicación a lo largo del lecho final del río mediante crecidas controladas a través de las compuertas de la presa. En circunstancias de avenidas, es recomendable, según el autor, aplicar procedimientos de previsión tales como el sobredimensionamiento de las compuertas superiores, de los desagües de fondo o de los túneles de derivación para evitar que el cuerpo de agua embalsado modifique el perfil fluvial río arriba o comprometa la seguridad de la infraestructura hidráulica.

Las medidas correctoras, por su parte, son las más abundantes y comprenden actuaciones puntuales, aunque de máxima intensidad, capaces de generar repercusiones ambientales de cierta severidad sobre el medio físico. La más drástica consiste en el desmantelamiento del embalse y la presa una vez éstos han dejado de ser funcionales, rentables o plantean un riesgo de seguridad, no obstante también se trata de la última opción posible principalmente por los costes que implica. Según se ha tratado en el apartado anterior, este procedimiento en el embalse de La Concepción sería competencia de la Dirección General de Infraestructuras y Explotación del Agua a través de la Norma Técnica de Seguridad para la explotación, revisiones de seguridad y puesta fuera de servicio de presas, en caso de aprobarse definitivamente.

Otra de las actuaciones consiste en el vaciado total o parcial del embalse, aunque suele llevarse a cabo principalmente con el objetivo de realizar tareas de mantenimiento de las infraestructuras asociadas a la presa, tal como las compuertas o los desagües de fondo.

Según [Palau-Ybars \(1998\)](#), una vez decidida la actuación más conveniente, su ejecución y magnitud dependerán de factores como el tipo de uso al que se destinan los recursos hídricos embalsados, el régimen hidrológico de la red fluvial, estado de las infraestructuras de la presa o la composición química del sedimento retenido, entre otros.

Entre ellas, el vaciado parcial o total del embalse constituye una medida muy interesante a tener en cuenta ya que posibilita la extracción del sedimento consolidado en su lecho, procedimiento que puede llevarse a cabo mediante diferentes técnicas. La más común suele ser el dragado, ya sea de tipo mecánico o hidráulico, una actuación ampliamente utilizada en canales portuarios o para la regeneración de playas basada en el aumento del nivel de profundidad del embalse mediante la removilización de los sedimentos finos asentados en el fondo, a fin de forzar su depósito en un lugar específico del embalse o proceder finalmente a su remoción. Este proceso es desencadenante a su vez de una gran repercusión ambiental, ya que la removilización de los materiales de fondo para su extracción genera una elevada turbidez que puede llegar a distorsionar el estado de conservación de los ecosistemas acuáticos. En momentos en los que el nivel del embalse es muy bajo, la extracción de sedimentos puede llevarse además a cabo mediante excavación mecánica. Éste supone un procedimiento menos agresivo desde una perspectiva ambiental en comparación con el dragado y es habitualmente llevado a cabo en la cola del embalse, lugar en el que los materiales suelen ser de tipo grava y gravilla junto a arenas, favorables para su posterior reutilización en la fabricación de materiales para la construcción, por ejemplo el mortero como adhesivo del ladrillo.

No obstante, según [Palau-Ybars \(2002\)](#) la técnica más efectiva y conveniente para la gestión de la colmatación de embalses desde una perspectiva ambiental es la gestión de avenidas. Esta técnica consiste en mantener el nivel de agua embalsada bajo un cierto nivel ante la previsión de una avenida, de modo que la energía con la que el flujo natural de la crecida incide sobre el volumen de agua embalsada constituye el agente desencadenante de la disgregación del sedimento del lecho y su posterior transporte hacia la presa, evacuándose a través de las compuertas y desagües. Mediante el empleo de esta técnica, se evitaría el hecho de decidir en qué lugar del cauce aguas abajo del embalse sería conveniente reubicar el sedimento extraído, ya que el sedimento sería evacuado en disolución en el remanente de agua y posteriormente canalizado a través del cauce natural del río hasta su desembocadura en el mar. La decisión sobre el lugar donde reubicar el sedimento extraído si debe ser contemplada en caso de recurrir al dragado o excavación mecánica, no apreciándose demasiadas pautas al respecto en la normativa aplicable.

Otro aspecto especialmente relevante a ser considerado en este sentido es la composición química del sedimento, pues la presencia de metales pesados podría derivar en una grave afectación de la calidad ambiental del medio fluvial y, finalmente, del litoral, más si cabe en zonas costeras como la Costa del Sol, con una extraordinaria demanda turística y elevados requerimientos de calidad de las playas.

Otros procedimientos para la gestión de la sedimentación de los embalses

Según (Schleiss y Oehy, 2002; Schleiss *et al.*, 2008), la naturaleza de las medidas a tomar para evitar o paliar la sedimentación de los embalses pueden estructurarse en función del lugar en el que deban llevarse a cabo, es decir, a escala de cuenca hidrográfica, de embalse o de presa. Entre las medidas a tomar a escala de cuenca hidrográfica destacan algunas de tipo preventiva ya abordadas con anterioridad, tal como las labores de conservación del suelo, la instalación de elementos de fijación de pendientes y márgenes de ribera, la construcción de infraestructuras de derivación (*Bypassing structures*) o la ubicación de sistemas de almacenamiento anexos al cauce fluvial principal (*Off-stream Reservoir storage*).

Una de las principales actuaciones que se llevan a cabo en el cuerpo del embalse es el dragado del lecho (*Dredging*), aplicándose habitualmente mediante el insuflado de volúmenes mixtos de agua y aire mediante un mecanismo denominado en inglés *Airlift pumps*, siendo también recurrente la hidrosucción de agua y sedimentos, el enjuague de los sedimentos compactados en profundidad (*Flushing*), la construcción de ‘embalses muertos’ (*dead storage*) o la ubicación de estructuras semi-sumergidas a modo de trampas de sedimento.

Finalmente, las actuaciones que dependen directamente de la correcta gestión y adecuación de las infraestructuras asociadas al cuerpo de la presa serían el desagüe de grandes caudales de aguas durante episodios de avenidas (*Sluicing*), la evacuación de las corrientes de turbidez o densidad (*Venting*), el aumento de la altura del muro de la presa o el sobredimensionamiento de los órganos de desagüe.

Considerando la validez del patrón de clasificación estipulado por la *I.C.O.L.D* (Basson y Roosebom, 1999) y el establecido por Schleiss y Oehy (2002) sobre las medidas de gestión de sedimentos de aplicación en embalses, se ha estimado que el propuesto por Kondolf *et al.* (2014), el cual se presenta esquemáticamente en la figura 106, resulta más completo e ilustrativo dado que presta especial atención al objetivo final de cada paquete de medidas. Con todo ello, se procederá a su consideración a fin de presentar aquellas medidas que resultan especialmente interesantes en el marco de la gestión sedimentaria de embalses y que no han sido abordadas en el párrafo anterior.

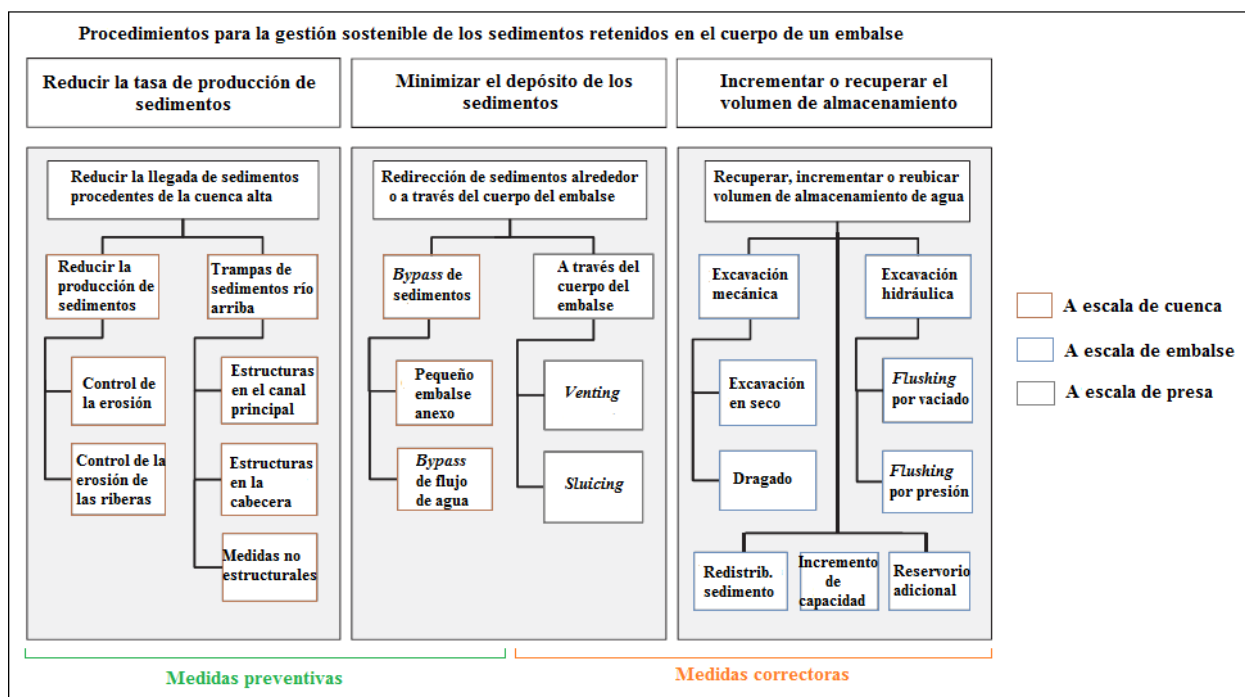


Figura 106. Actuaciones para la gestión sostenible de los sedimentos retenidos en un embalse.
 Fuente: Modificado de Kondolf *et al.* (2014) considerando lo expuesto por Palau-Ybars (2002), Schleiss y Oehy (2002) y Cobo (2008).

De acuerdo con la figura 106, una de las principales actuaciones a desarrollar a escala de cuenca hidrográfica consiste en ejercer el control sobre los mecanismos de producción de sedimentos terrígenos, para lo cual es necesario actuar sobre la pérdida de suelo derivada de las actividades agrícolas (Factor P de la *U.S.L.E*) y de la reducción masiva de vegetación (Factor C de la *U.S.L.E*) y, de igual forma, controlar los posibles aportes procedentes de deslizamientos de laderas o a través de la escorrentía superficial.

El segundo paquete de medidas diseñadas a fin de reducir los aportes de sedimento al embalse está destinado a ejercer el control sobre la dinámica fluvial una vez el sedimento ya ha entrado a formar parte del cauce fluvial principal a través de la escorrentía superficial, llevándose habitualmente a cabo este proceso en la cabecera de los ríos dado que suelen constituir las áreas más erosivas. La principal actuación en este sentido consiste en la instalación de trampas de sedimento. Además, otra de las medidas que suele aplicarse sobre el cauce fluvial consiste en la derivación de volúmenes de agua junto a sedimento en suspensión hacia infraestructuras anexas o hacia aguas abajo de la presa con el objetivo de reducir el volumen de sedimentos suspendidos en el flujo de agua, los cuales llegarán potencialmente a profundizar el cuerpo del embalse (Fig. 107). Esta técnica se denomina en términos anglosajones como *Bypass* y puede adquirir dos modalidades según lo expuesto por Kondolf *et al.* (2014).

La primera de ellas consiste en la construcción de una pequeña presa de derivación río arriba del embalse que reconducirá el flujo de agua hacia un reservorio anexo, denominado en inglés como *Off-Channel Reservoir*, en momentos en los que el agua circula con gran energía pero sin una carga sustanciosa de sedimentos en suspensión.

Existe una variante a este proceso que se denomina *warping*, una técnica milenaria frecuentemente empleada en cauces fluviales de elevado caudal y alta tasa de transporte de sedimentos por la cual se capta cierto volumen de agua y sedimentos del cauce fluvial para su posterior vertido sobre una superficie de cultivo, contribuyendo así al aumento de la fertilidad del suelo (Yang, 2006). La segunda modalidad de *Bypass* se basa en la construcción de un canal o tubería capaz de captar grandes volúmenes de agua y sedimentos que son reconducidos hacia la cola del embalse, transportándolos directamente a la salida de la presa y evitando así que discurran a través del embalse y generen corrientes de densidad o turbidez. Es por este motivo por el que éstas constituyen medidas de tipo preventiva y no correctoras, dado que, una vez que cierto volumen de sedimentos ha profundizado en el cuerpo del embalse y ha generado, en consecuencia, corrientes de densidad, debe activarse la aplicación de medidas de corrección, cuyo objetivo principal radica en la evacuación de dicho volumen de sedimentos con brevedad mediante actuaciones a escala de embalse y de presa.

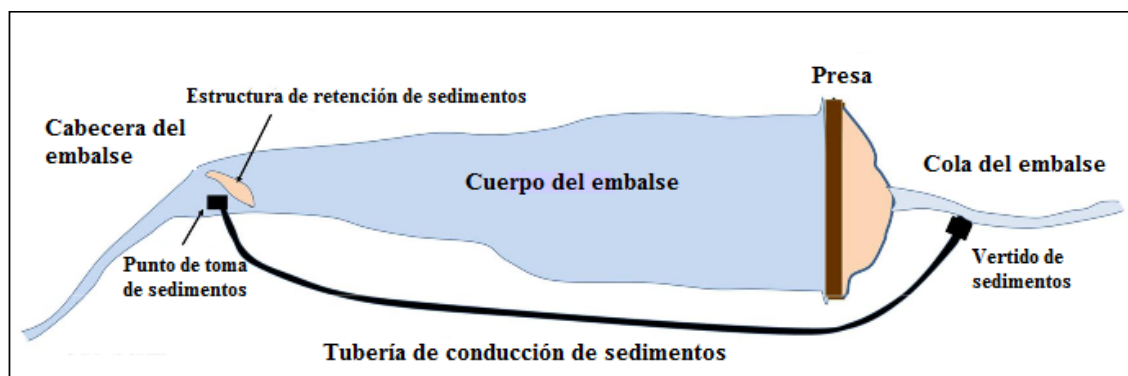


Figura 107. Ilustración del proceso habitual de *Bypass*.
Fuente: Modificado de García de Jalón *et al.* (2015).

Una de las principales medidas correctoras que depende de la adecuada gestión de los mecanismos de desagüe de la presa es el *Sluicing* (Fig. 108). De acuerdo con Basson y Roosebom (1999), esta técnica suele aplicarse durante episodios de avenidas y consiste en la apertura de las compuertas de descarga superiores de la presa a fin de crear una potente corriente en dirección de salida, de modo que el sedimento que entra en el cuerpo del embalse sea rápidamente transportado longitudinalmente y no disponga del tiempo suficiente para depositarse en el fondo o en las inmediaciones de los órganos de desagüe. Según reflejan Kondolf *et al.*, esta actuación puede producir a su vez la removilización de sedimentos previamente depositados en el lecho del embalse, aunque el objetivo primario es evitar el depósito del volumen total de sedimentos entrantes durante el flujo extraordinario.

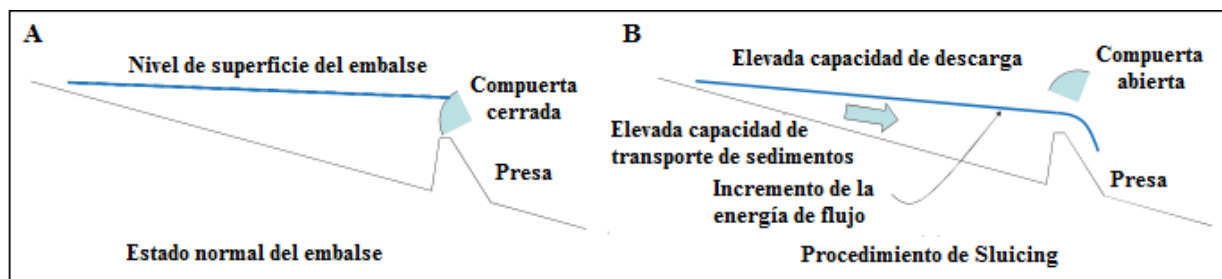


Figura 108. Ilustración del procedimiento de *Sluicing*. Fuente: Modificado de Kondolf *et al.* (2014).

Un proceso similar al *Sluicing* es el *Venting* (Fig. 109), cuya traducción al castellano podría aproximarse al desagüe de las corrientes de densidad. Se trata de una medida de gestión de sedimentos en embalses que consiste en la evacuación de las corrientes de densidad a través de los desagües de fondo a fin de evitar el depósito de materiales finos en las inmediaciones de los órganos de descarga de la presa (Schneider *et al.*, 2007). Su aplicación es especialmente idónea en aquellos embalses de gran tamaño en los que el vaciado parcial o total de la masa de agua no resulta factible, siendo únicamente aplicable en aquellos casos en los que la corriente de densidad se desplaza con la suficiente velocidad como para mantener las partículas de sedimento en condiciones de turbulencia, evitando su depósito y permitiendo que pueda ser evacuada hacia aguas abajo del cauce fluvial (Morris y Fan, 1998).

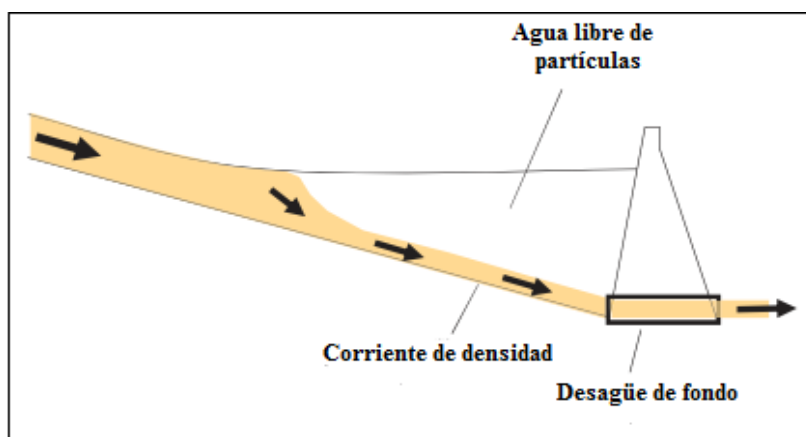


Figura 109. Ilustración del procedimiento de *Venting*. Fuente: Modificado de Kondolf *et al.* (2014).

Las medidas correctoras con mayor grado de drasticidad son aquellas que se llevan a cabo en el cuerpo del embalse. La actuación principal que engloba este paquete de medidas es la excavación, debiendo ser entendida como la retirada de sedimento que ya se encuentra compactado en el lecho del embalse.

De acuerdo con la figura 106, se distinguen dos tipos: excavación mecánica e hidráulica. La primera de ellas hace referencia al proceso por el cual se extrae el sedimento de fondo mediante el empleo de maquinaria pesada, categorizándose como seca en aquellos casos en los que el embalse registra un escaso nivel de agua, ya sea inducido o en época de sequía, posibilitando así la actuación de maquinaria móvil para retirar el sedimento.

No obstante, la modalidad principal dentro del proceso de excavación mecánica es el dragado (Fig. 110.A). Sobre este tipo de actuación podría redactarse un extenso capítulo ya que ha sido ampliamente estudiado y caracterizado, sin embargo no es el objeto del presente estudio el plantear qué tipo de dragado es más eficiente (Ver [Morris y Fan, 1998](#) y [Moreno-Avalos, 2012](#)), sino contextualizarlo en el escenario de la gestión de sedimentos en un embalse como una medida plausible. En complemento a la información previamente presentada según lo expuesto por [Palau-Ybars \(2002\)](#), resulta oportuno comentar que se trata de una medida ciertamente costosa utilizada en aquellos casos de especial necesidad a fin de extraer volúmenes de sedimentos finos que han sido depositados en las inmediaciones de las compuertas de la presa, constituyendo éstos el principal agente capaz de comprometer la seguridad de la infraestructura hidráulica ante el riesgo de obstruir los órganos de desagüe.

Una modalidad especial de dragado es la hidrosucción. De acuerdo con [Moreno-Avalos \(2012\)](#), la remoción de sedimentos mediante hidrosucción se puede llevar a cabo de dos formas, bien mediante dragado por hidrosucción simple o bien a través de la utilización de un tubo de paso (Fig. 110.B). El primero de ellos es el que se lleva a cabo habitualmente en la extracción de sedimentos en canales portuarios o depósitos *offshore* para su subsecuente uso, por ejemplo, en la regeneración de playas, consistiendo en la extracción de volúmenes de sedimentos mecánicamente resuspendidos para su posterior reubicación. La hidrosucción mediante tubo de paso presenta el mismo principio que el anterior con la salvedad de incorporar una estación permanente que redirige el sedimento hacia la tubería de remoción. De acuerdo con [Kondolf et al. \(2014\)](#), el uso de esta técnica se encuentra limitada a embalses cuya superficie es menor de 3 Km² (300 Ha.) y en los que el muro de la presa no presente una gran altura, de modo que facilite la formación del gradiente de presión que controla el proceso de succión. A escala de embalse suele utilizarse una modalidad de este tipo de dragado denominado sifonado (*siphoning*), el cual está basado en la extracción de volúmenes de agua y sedimento para su posterior transporte hacia aguas abajo de la presa a través de una tubería que conecta, bien con los órganos de desagüe de la presa (Fig. 110.C) o bien supera el muro de la presa (Fig. 110.D).

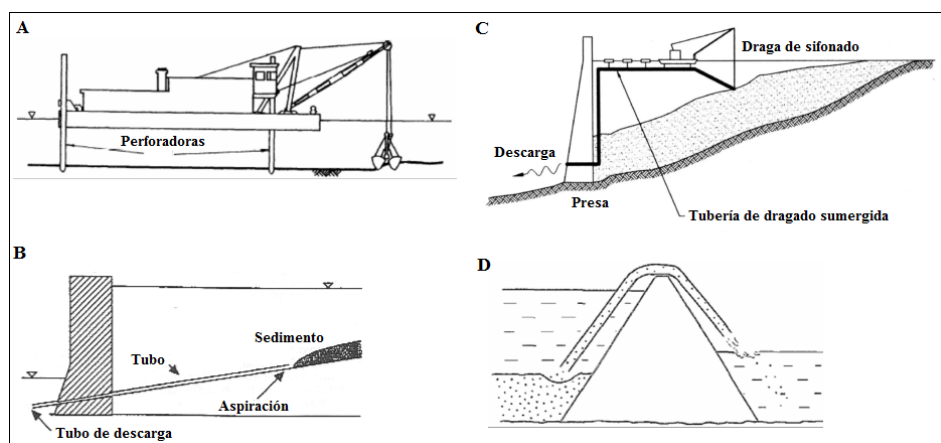


Figura 110. Ilustración de las clases de dragado en un embalse. Fuente: Las imágenes A, B y D han sido modificadas de Moreno-Avalos (2012). La imagen C ha sido modificada de Morris y Fan (1998).

El proceso de excavación hidráulica, a diferencia del mecánico, es aquel en el que la disgregación y posterior transporte del sedimento se lleva a cabo mediante la acción de un flujo hidráulico que penetra en el cuerpo del embalse. El principal procedimiento que representa esta categoría es el ‘enjuague del embalse’ o *Flushing*. Existe cierta controversia en la literatura a la hora de diferenciar entre *Flushing* y *Sluicing*, pues pueden llegar a considerarse procesos análogos (Atkinson, 1996), no obstante pueden identificarse dos distinciones fundamentales entre ambas. Según Morris y Fan (1998), la primera de ellas radica en el objetivo de cada una de ellas, siendo el fin último del *Flushing* la remoción de sedimento de fondo, mientras que el *Sluicing* pretende la evacuación del sedimento entrante en el embalse como carga en suspensión durante un episodio de avenidas. La segunda se fundamenta en el tiempo que transcurre entre que el sedimento penetra en el cuerpo del embalse y es finalmente evacuado, siendo mayor en el caso de *Flushing* dado que el flujo entrante ha de disgregar la capa compacta de sedimentos de fondo y transportarlos posteriormente hacia los órganos de desagüe de la presa. De acuerdo con White (2001), el *Flushing* suele utilizarse en embalses de pequeño tamaño, en los que la erosión inferida por un flujo adquiere mayor magnitud, y en regiones con una climatología estacional, con avenidas puntuales de alta energía.

Según refleja la figura 106, esta técnica puede aplicarse de dos formas, bien mediante el vaciado parcial o total del embalse, denominándose como *Drawdown Flushing* (Fig. 111.A), o bien en condiciones de elevada presión, recibiendo el nombre de *Pressure Flushing* (Fig. 111.B). El primero de ellos consiste en la entrada de un flujo de agua y sedimentos en el cuerpo de un embalse cuyo nivel de almacenamiento de agua se ha mantenido muy bajo o incluso se ha vaciado por completo, de modo que a mayor velocidad y energía con la que dicho flujo se desplaza, mayor será también la energía con la que incidirá sobre el volumen de sedimentos depositados en el lecho y más potente será su disgregación y posterior transporte hacia la presa, siendo finalmente liberado a través de las compuertas inferiores.

En aquellos casos en los que el nivel del embalse se mantiene constante, por ejemplo aquellos destinados a consumo o para la producción de energía hidroeléctrica, la apertura de las compuertas inferiores en un momento puntual genera que, por acción de la presión de la columna de agua y del brusco descenso del volumen almacenado, se produzca la evacuación del sedimento fino que se encuentra en las inmediaciones de los desagües, denominándose a este proceso *Pressure Flushing* (Meshkati et al., 2009).

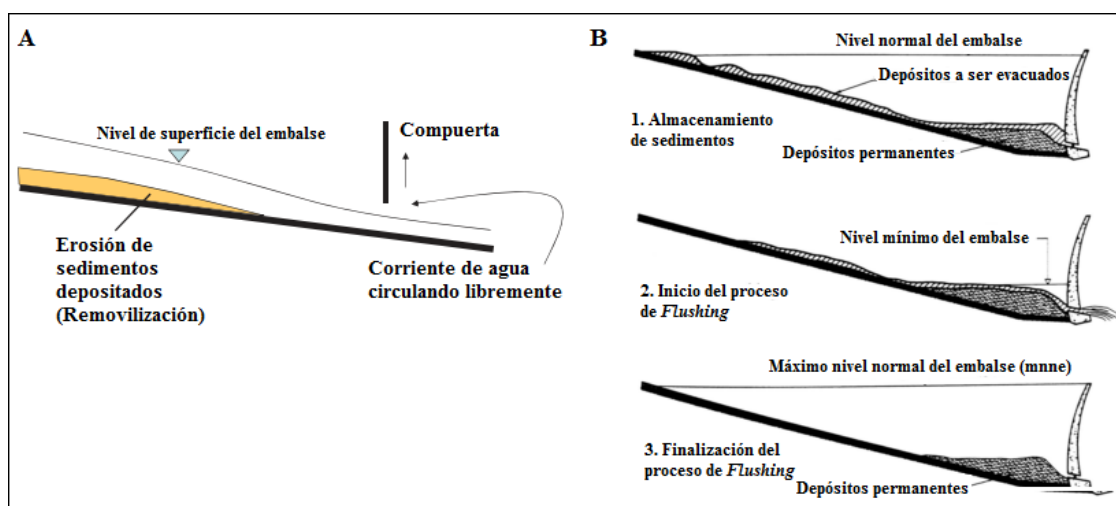


Figura 111. Ilustración del procedimiento de *Flushing*. Fuente: La imagen A ha sido modificada de Kondolf *et al.* (2014). La imagen B ha sido modificada de Morris y Fan (1998).

Como cierre a la descripción de las posibles actuaciones en materia de gestión de los sedimentos retenidos en un embalse, resulta interesante apuntar lo argumentado por Morris y Fan (1998) en relación al uso de explosivos en embalses. De acuerdo con ambos autores, se llevaron a cabo algunos estudios a finales del S. XX en países como China o Irán entre otros con el fin de testear la idoneidad del uso de explosivos en la removilización de volúmenes de sedimento de fondo compactados en momentos en los que el embalse se encontrase completamente vacío. Un pequeño estudio llevado a cabo en China reveló que el uso de explosivos sobre materiales de naturaleza arcillosa no resultaba rentable, ya que la elevada cohesión que existe entre las partículas amortiguaba la vibración inferida por la explosión, obteniéndose en cambio resultados más favorables sobre partículas de limos. Un concepto interesante es la movilización explosiva (*explosive mobilization*), una técnica propuesta por el investigador Allan Zack y testeada en Puerto Rico basada en la activación de una pequeña explosión en el lecho del embalse en el momento en el que el flujo de agua se desplaza con gran velocidad, produciéndose así la removilización del sedimento y su posterior transporte hacia los órganos de desagüe de la presa.

No obstante, supone una técnica ciertamente controvertida que plantea evidentes incertidumbres sobre las ventajas que ofrecería en comparación con la aplicación de otras medidas y sobre los posibles efectos adversos derivados de su utilización.

Algunas experiencias internacionales sobre la gestión del sedimento retenido en los embalses

Tal y cómo se ha presentado en líneas anteriores, queda patente la falta de un marco normativo específico que regule las actuaciones a llevar a cabo en el marco de la gestión de los procesos de sedimentación en aquellos embalses de gestión autonómica, a pesar incluso de existir un extenso abanico de medidas diseñadas a tal efecto.

Llegados a este punto cabría elevar la mirada hacia otras experiencias internacionales que pudieran servir de fuente de inspiración para establecer un plan de actuación específico en el ámbito de la gestión de los procesos de sedimentación en los embalses españoles.

A tal propósito se procederá a considerar el excelente marco de referencia que establece la obra titulada '*Reservoir Sedimentation Handbook*', publicada por G.L. Morris y J. Fan en el año 1998. Si bien dicha publicación narra algunas experiencias cosechadas a finales del S. XX, éstas continúan siendo extrapolables al contexto actual, ya que la problemática persiste y debe ser abordada, a nuestro juicio, en la misma línea. Entre los siete casos de estudio que ambos autores detallan rigurosamente, se han seleccionado tres de ellos en los que las características estructurales del embalse, junto con el tipo de uso al que se destinan los recursos hídricos que almacenan, guardan cierto grado de similitud al caso del embalse de La Concepción.

El caso del embalse de Loíza, en Puerto Rico

El embalse de Loíza se halla ubicado en la isla de Puerto Rico, una región montañosa cuyas laderas registran un nivel de escarpe superior al 35% de inclinación. El régimen climático es de tipo tropical, con temperaturas medias que rondan los 25°C y precipitaciones estacionales causantes de eventos extremos de avenidas, ingredientes esenciales para el potencial registro de procesos de sedimentación en embalses de extraordinaria magnitud. El principal uso al que se destinan los recursos hídricos que almacena es el suministro de agua a la población del municipio de San Juan, en el que residen más de 395.000 habitantes, encontrándose gestionado por la Autoridad Municipal de Abastecimiento y Alcantarillado. De forma similar a lo acontecido en la Costa del Sol, dicho municipio experimentó un intenso proceso de crecimiento urbano que no sólo se focalizó en torno a las zonas costeras, sino que también se extendió hacia las partes altas de la cuenca. El embalse presentaba inicialmente una capacidad de 26,8 hm³, prácticamente la mitad que la capacidad actual del embalse de La Concepción (57 hm³), experimentando rápidamente un decrecimiento de su capacidad de almacenamiento debido al aumento de los aportes sedimentarios (Quñones, 1980) por la drástica reducción de la cobertura vegetal y la instalación de cultivos en pendiente, constituyendo ésta la principal causa de erosión (Noll, 1953).

La mayor parte de los sedimentos retenidos en el embalse eran de naturaleza arcillosa, con pequeñas intercalaciones de arenas y gravas, lo cual guarda cierta similitud con la naturaleza litológica de las cuencas hidrográficas vertientes a la ensenada de Marbella.

Ante este escenario, se comenzó por proponer medidas preventivas a fin de actuar sobre el origen de la problemática, orientadas principalmente hacia la reforestación del suelo de la cuenca, el desmantelamiento de los cultivos de ladera y la instalación de trampas de sedimento río arriba del embalse, las cuales resultaron finalmente ineficaces debido a la extraordinaria masificación urbana que registraba la cuenca alta.

Ante el desacierto de tales medidas, se propuso el *Flushing* como posible alternativa, resultando ser finalmente inviable en términos económicos, dado que la presa de Loíza no contaba con el sistema de compuertas inferiores necesario para llevar a cabo este proceso, y también desde una perspectiva social, ya que esta técnica exige el desembalse de agua, lo cual comprometía el suministro de agua a la población. El proceso de *Venting* fue rápidamente descartado ya que la escasa profundidad del embalse constituía un impedimento para la formación de corrientes de densidad durante episodios de avenidas. Curiosamente también fue considerado el uso de explosivos, aunque las incertidumbres que rodeaban al uso de esta medida sirvió para rehusar su utilización.

Dado que el principal objetivo del embalse era el de asegurar el suministro de agua para consumo urbano, la estrategia de gestión consistió en evitar en la medida de lo posible la apertura de los órganos de desagüe de la presa. No obstante, y ante la inviabilidad de aplicar las medidas anteriores, el desagüe de volúmenes de agua y sedimentos durante episodios de avenidas (*Sluicing*) fue contemplado como la actuación más factible, de modo que la apertura de las compuertas superiores en el momento preciso facilitó la rápida evacuación de sedimento fino en suspensión. En este caso, se recurrió al cierre de las compuertas superiores de la presa con anterioridad al cese del evento tormentoso, asegurando así la retención de cierto volumen de agua y actuando, en contraposición, como factor limitante del volumen de sedimento desembalsado. Como complemento, los mecanismos de excavación en seco fueron rápidamente descartados ya que el vaciado del embalse era impensable, a lo que se sumó que el sedimento de fondo se encontraba escasamente compactado. De este modo, se llegó a la conclusión de que la única medida de excavación viable debía ser el dragado. Fueron contemplados dos tipos de dragados: de mantenimiento y de restauración. El primero se basaba en dragar la cola del embalse, el lugar más accesible y en el que se depositaban partículas de textura mayoritariamente arenosa, muy atractivas para su posterior venta a la industria de la construcción. De este modo, el proceso de socave también creaba una trampa de sedimentos de texturas medias y gruesas que impediría el transporte de tales partículas hacia el cuerpo del embalse.

El dragado de restauración es el más habitual y consiste en removilizar el sedimento asentado en el lecho para su posterior remoción a través del cuerpo de la presa.

Para evaluar la magnitud de la repercusión ambiental de este proceso, se procedió a llevar a cabo un análisis de muestras de sedimento en busca de partículas contaminantes que pudieran alterar la calidad del agua, determinándose la presencia de metales pesados en el sedimento que, sin embargo, no alteraban la calidad del agua ya que se demostró que no pasaban a la fase de disolución.

El caso del embalse de Sanmenxia (China)

El embalse de Sanmenxia se encuentra ubicado en el río Amarillo (*Yellow river*) en China, considerado el tercer río más importante de Asia y el sexto más largo del mundo. Recibe su nombre por la naturaleza mayoritariamente limosa de las partículas, en su mayoría de origen eólico, que conforman la litología del suelo de la cuenca, denominada *Loess Plateau*, lo cual deriva en una permanente situación de turbidez dada la facilidad con la que este tipo de partículas son resuspendidas y transportadas en un flujo de agua. La orografía de la meseta es acusada, con presencia de laderas y valles cuyo elevado nivel de escarpe constituye el principal agente responsable de la pérdida de suelo (Sun *et al.*, 2014).

El régimen hidrológico en esta zona es estacional, en el que las tormentas de mayor magnitud se registran en los meses de julio y agosto, generando escorrentías superficiales muy energéticas causantes de extraordinarios fenómenos de erosión y transporte de sedimentos. Por este motivo, el uso principal del embalse está destinado al control de episodios de avenidas, con caudales que han registrado históricamente la cifra máxima de 36.000 m³/s en las inmediaciones de la presa, sirviendo además para la producción de energía hidroeléctrica. La naturaleza estructural del embalse es sumamente extraordinaria, con una cuenca de almacenamiento de 64,7 km³ (64.700 hm³), muy superior a los 57 hm³ del embalse de La Concepción, y una altura de la presa sobre cimientos de 96 metros, cercana en este caso a los 89,55 metros de la presa de río Verde.

A pesar de la gran dimensión del embalse, comenzó a evidenciarse con cierta prontitud un progresivo aumento en el volumen de sedimentos que entraban a formar parte del cuerpo del embalse, cuyas causas se encontraban en la elevada erodibilidad del sustrato limoso que configuraba la cuenca, la extraordinaria disponibilidad de sedimentos, el desarrollo de usos agrícolas intensivos y en el desacierto de las prácticas de conservación de suelos llevadas a cabo.

La progresiva y rápida sedimentación del embalse exigió la aplicación de potentes medidas, en su mayoría correctoras, orientadas a la mejora estructural de los órganos de desagüe de la presa y al diseño de procedimientos de gestión de episodios de avenidas más eficientes. Este proceso se llevó a cabo en 6 fases. La primera consistió en un proceso de diagnóstico, en el que se observó cómo la sedimentación del embalse suponía un grave riesgo para las prácticas agrícolas e industriales que se desarrollaban con relativa cercanía, siendo causa de una acelerada elevación del lecho del embalse y de la aparición de graves fenómenos de inundaciones río arriba de la infraestructura hidráulica.

A fin de paliar este proceso, la primera actuación que se llevó a cabo durante la segunda fase fue la mantención de escasos niveles de agua en el embalse durante eventos tormentosos, sin embargo no fue suficiente dado que los órganos de desagüe inferiores de la presa eran incapaces de evacuar grandes volúmenes de agua y sedimento, por lo que la sedimentación del embalse se mantenía en aumento.

La tercera fase consistió en aumentar la capacidad de *Sluicing* de la presa, para lo cual se instalaron dos túneles de *Bypass* en el estribo izquierdo de la presa para facilitar la evacuación de agua y sedimento en profundidad durante episodios de avenidas. Además, y a pesar de que uno de los principales usos del embalse era el de producir energía hidroeléctrica, se llevó a cabo la transformación de cuatro de los ocho sistemas de producción de energía de los que disponía en órganos de desagüe, obteniéndose una mejora global en la evacuación de sedimento del 82,5%. De esta forma, se eliminó el volumen de sedimentos en suspensión que entraba en el sistema, sin embargo no sirvió para disgregar y evacuar el sedimento compacto que conformaba el lecho del embalse, de modo que se requirieron medidas adicionales.

En la cuarta fase se llevaron a cabo medidas más drásticas, basadas en la re-apertura de antiguos canales de diversificación del cauce fluvial contemplados durante la fase de construcción de la presa y en la continua apertura de todos los órganos de desagüe de la infraestructura hidráulica, de modo que la entrada y salida de flujo de agua y sedimento era constante. La creación de una corriente energética continua en el tiempo, sumado al aumento de la capacidad de desagüe de los sistemas inferiores de la presa, mejoró la evacuación de sedimento en un 105% y redujo la altura del lecho del embalse en 2 metros.

Una vez el balance sedimentario comenzó a manifestar cierta mejoría, el siguiente paso fue contemplar el almacenamiento de agua ‘clara’ para recuperar el rendimiento económico del embalse. Para ello, la quinta fase consistió en aplicar el principio de *Flushing* mediante su vaciado en el momento previo al de previsión de avenidas con máxima energía, de modo que el flujo extraordinario serviría para disgregar el sedimento compacto del lecho y evacuarlo a través de los órganos de desagüe. Esta fase no sólo mejoró la eficiencia de evacuación del sedimento retenido en el embalse, sino que permitió además la reubicación del sedimento río abajo a través de descargas puntuales de agua más energéticas que reducían los posibles efectos adversos derivados del acúmulo de sedimento en el tramo bajo del río.

Un efecto colateral derivado de la masiva evacuación de sedimento del embalse fue la abrasión que sufrieron los órganos de desagüe de la presa, de modo que la fase final consistió en la reparación de tales daños, la reducción de la capacidad de tales elementos y la construcción de sistemas adicionales que compensaran la disminución de la capacidad de evacuación de la presa ante tales modificaciones.

Durante el Siglo XXI, [Sun et al. \(2014\)](#) revelaron un rotundo éxito en la aplicación de medidas preventivas de reforestación de laderas con el objetivo de reducir la tasa de producción de sedimentos de la cuenca, lo cual confirma nuevamente la importancia y la eficacia de mantener un buen nivel de cobertura vegetal sobre el suelo.

El caso del embalse de Heisonglin (China)

El embalse de Heisonglin, en China, se halla emplazado en una zona de valle sobre la que discurre el río Yeyu, cauce tributario del río Wei, el mayor afluente del río Amarillo. Su cuenca hidrográfica, con una superficie de 370 km², el doble de la superficie de la cuenca hidrográfica del río Verde (155 km²), se halla configurada por laderas con un elevado nivel de escarpe y constituidas, en su mayoría, por suelos de naturaleza limosa fácilmente erosionables, tal y como se presentó en el caso de estudio anterior. Se trata de un embalse destinado a suministrar agua para el regadío de superficies agrícolas y a servir de amortiguación a la incidencia de flujos de avenidas, dado el intenso régimen hidrológico estacional registrado en esta zona.

Ante tales antecedentes, se decidió instalar además una estación hidrológica varios kilómetros río arriba del embalse capaz de captar los recursos procedentes del 77% de la superficie de la cuenca de vertiente, experimentando con prontitud potentes procesos de sedimentación concentrados durante los eventos tormentosos acontecidos en los meses de julio y agosto.

En los primeros tres años de actividad del embalse, durante los cuales la principal actuación fue el cierre de las compuertas para acumular el mayor volumen de agua posible, los procesos de sedimentación repercutieron en una reducción de su capacidad de almacenamiento del 6%, dato que, de ser extrapolado con el mismo rango de magnitud en años posteriores hubiera causado la colmatación del embalse en apenas 16 años, predicción que exigió la aplicación de medidas de actuación con urgencia. Las causas de la incorporación de sedimentos en el cuerpo del embalse son de idéntica naturaleza a las presentadas en el caso del embalse de Sanmenxia, dado que el área es relativamente cercana.

La primera medida que se llevó a cabo fue el vaciado del embalse durante los meses de julio y agosto, a fin de albergar los flujos de avenidas y que éstos, a su vez, ejercieran el *Drawdown Flushing* del embalse y retiraran cierto volumen de sedimentos ya compactados en el lecho del embalse. El éxito de esta medida residió en la naturaleza del régimen hidrológico de esta zona, estacional y muy energético, y en la litología característica de las partículas limosas que configuran el suelo, muy fácilmente disgregables. Al comienzo del mes de julio, las tormentas que se registraban eran de baja intensidad, lo cual posibilitó el almacenamiento de agua con escasas partículas de sedimento en suspensión. Sin embargo, desde mediados de julio hasta finales de agosto, las fuertes tormentas generaron potentes flujos de agua con extraordinarios volúmenes de partículas limosas en suspensión, de modo que la lenta velocidad con la que tales partículas tienden a depositarse en un régimen de flujo turbulento supuso una ventaja para su evacuación, desembalsándose de esta forma aproximadamente el 70% de los sedimentos en suspensión entrantes durante un intervalo de dos días (Xia, 1989).

Como complemento a esta medida, y en aquellos años especialmente secos en los que las medidas tipo *Flushing* no resultaban factibles por ausencia de flujos energéticos, se recurrió al desagüe de las corrientes de turbidez o *Venting* a través de las compuertas inferiores de la presa, la cual reunía las condiciones estructurales necesarias para albergar este tipo de procedimiento, no requiriendo así la modificación estructural de la infraestructura hidráulica, tal y como sí se produjo en el caso anterior.

Aunque el embalse permanecía con escaso nivel durante los meses estivales por los motivos expuestos, el suministro de agua para la agricultura se aseguró manteniendo las compuertas en completo régimen de apertura, de modo que el río fluía libremente a través del cuerpo del embalse y el agua que abandonaba la presa era direccionada hacia unas infraestructuras de diversificación encargadas de recibir y conducir el agua para el regadío de superficies agrícolas. Es en la capacidad de reutilizar un gran volumen de agua y sedimento para aprovechamiento económico, en este caso mediante el proceso de *Warping* en momentos de gran turbulencia, en donde reside la principal fortaleza de la capacidad de gestión de la carga sedimentaria en este embalse.

Otra de las medidas complementarias aplicadas en el embalse de Heisonglin fue la Erosión Lateral (*Lateral Erosion*), procedimiento que consiste en socavar las márgenes del cauce fluvial mediante descargas puntuales de flujo muy energéticas a través de un sistema de almacenamiento situado río arriba, en este caso la estación hidrológica anteriormente mencionada, con el objetivo de que el cauce ganase anchura y el plano de flujo modificase su patrón de desplazamiento y consiguiera resuspender así cierto volumen de sedimentos de fondo para su posterior desalojo a través de la presa. El éxito de esta medida residió en su combinación con otras como el *Venting*, *Flushing* y *Sluicing*.

3.2 Estimación del rendimiento sedimentario potencial de la red hidrográfica principal vertiente a la ensenada de Marbella

En el presente apartado se detallan los resultados obtenidos mediante la aplicación de la herramienta de modelización ArcMUSLE[®] (Zhang *et al.*, 2009) en la red hidrográfica principal que configura el área de estudio. La red hidrográfica vertiente a la ensenada de Marbella (Fig. 41) se compone de cuatro ríos, que de este a oeste son 1) río Real, 2) río Verde, 3) río Guadaiza, 4) río Guadalmina y de dos arroyos, 5) el de Benavolá, situado entre los ríos Verde y Guadaiza, y el arroyo del Chopo, ubicado entre los ríos Guadaiza y Guadalmina, si bien este último no ha sido contemplado en los cálculos considerando que la mayor contribución de aportes sedimentarios en condiciones de intensas precipitaciones recae potencialmente sobre el arroyo Benavolá.

De acuerdo con los parámetros de partida que requiere la herramienta de modelización utilizada (Fig. 87), se ha optado por presentar los resultados obtenidos de forma individualizada para cada una de las cuencas sedimentarias bajo estudio según el orden establecido en el párrafo anterior (1 a 5). De igual forma se estructuran en dos partes; En primera instancia se muestran los datos de partida que se han utilizado para estimar la tasa potencial de producción de sedimentos de cada una de las cuencas hidrográficas, es decir, I) su topografía, II) la naturaleza del régimen de precipitaciones desencadenante del proceso de pérdida de suelo, III) el valor de los parámetros edáficos de la *U.S.L.E* que se desprenden a partir del tipo de suelo de cada una de ellas, IV) el valor de aquellos parámetros de la *U.S.L.E* que se deducen a partir del tipo de uso y cobertura vegetal del suelo y, finalmente, V) la caracterización de algunos parámetros considerados adicionalmente por la citada herramienta de modelización, como son las condiciones de humedad previas al evento de máxima pluviosidad, la cantidad de precipitación y el valor del factor de prácticas de conservación de cultivos (Factor P de la *U.S.L.E*). Tras ello, se presentan los resultados cartográficos obtenidos a partir de la implementación de dichos datos de partida, es decir, 1) una representación de aquellas zonas de la cuenca con especial susceptibilidad a sufrir erosión potencial, 2) los patrones de profundidad (Factor Q) y velocidad de la escorrentía directa (Factor q_p) encargada de la desagregación y posterior transporte de las partículas de sedimento hacia la red fluvial principal, 3) el factor de longitud y grado de pendiente de cada cuenca hidrográfica (Factor LS de la *U.S.L.E*) y, finalmente, 4) la tasa potencial de producción de sedimentos (Y) de cada una de las cuencas hidrográficas bajo estudio, junto con la ubicación de aquellos puntos de la red hidrográfica principal en los que el sedimento podría incorporarse a la red fluvial para su transporte.

Cuenca hidrográfica del río Real

El primer paso en la aplicación de ArcMUSLE[®] a través de un Sistema de Información Geográfica ha consistido en la digitalización de la línea divisoria de aguas de cada cuenca hidrográfica. Para ello, se ha accedido a la información espacial recogida en la Cartografía de las Bases de Referencia Hidrológica de Andalucía, accesible a través de la REDIAM. Tras ello, se ha procedido a implementar los datos de partida en la forma que se detalla a continuación.

Datos de partida

Topografía

Uno de los principales datos que requiere la aplicación de la *M-U.S.L.E* es el Modelo Digital del Terreno, dato mediante el cual es posible determinar el efecto de la topografía del terreno en la dimensión que adquiere el proceso de la pérdida de suelo. En este caso, se ha utilizado el Modelo Digital del Terreno desarrollado y facilitado por el Instituto Geográfico Nacional (I.G.N) a una resolución espacial de 25 metros, considerando el Sistema Geodésico de Referencia ETRS89 según la Proyección Universal Transversal de Mercator (UTM) en el Huso 30° Norte, en cuyo marco geográfico se localiza la totalidad del área de estudio.

De acuerdo con el patrón de numeración establecido en el Mapa Topográfico Nacional, el río Real se encuentra representado por las cuadrículas número 1065 y 1066. Mediante la utilización del software de escritorio ESRI[®] ArcGIS versión 9.3.1, se ha procedido a la unión de ambas hojas para obtener, finalmente, el mapa que define la topografía de la cuenca del río Real (Fig. 112).

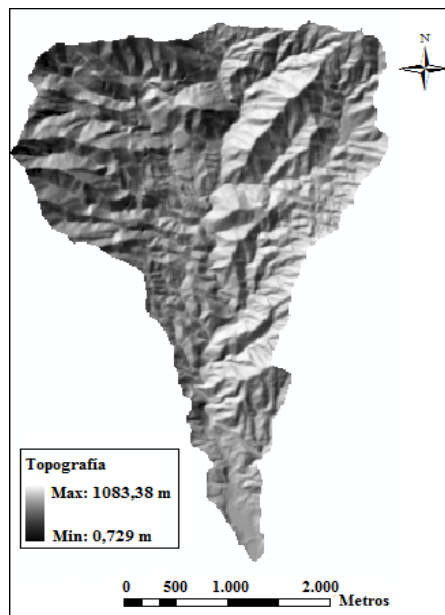


Figura 112. Mapa topográfico de la cuenca hidrográfica del río Real. Fuente: Elaboración propia a partir del Modelo Digital del Terreno, facilitado por el Instituto Geográfico Nacional.

A partir de la figura adjunta es posible observar la amplia variabilidad de las cotas de alturas registradas a lo largo de la cuenca (0,7–1.083 metros) y la cercanía de los sistemas montañosos al nivel del mar, lo cual supondrá previsiblemente un factor con significativas repercusiones en el rendimiento sedimentario potencial de la cuenca hidrográfica del río Real.

Evento de precipitaciones

El modelo ArcMUSLE[®] requiere la implementación del dato puntual de precipitación diaria más elevado registrado durante un intervalo correlativo de dos años (Zhang *et al.*, 2009). En este caso, se ha obtenido la serie de precipitaciones diarias registradas por la estación meteorológica del Aeropuerto de Málaga (Estación Meteorológica Principal 6155-A), de la A.E.M.E.T, durante los años 2005 y 2006, haciendo coincidir así este rango de fechas con el año de publicación del Mapa de Suelos de Andalucía (año 2005) y del Mapa de Usos y Cobertura del Suelo de España, elaborado a partir del Proyecto *Corine Land-Cover* (año 2006).

A partir de la serie de precipitaciones, se ha determinado que el evento más caudaloso registrado en el intervalo horario comprendido entre las 00:00 y las 23:59 horas de cada día a lo largo de estos dos años se registró durante una tormenta acontecida el día 7 de Noviembre del año 2006, con un valor de 91,8 mm (l/m^2), equivalente a 3.61 inches o pulgadas según el Sistema Métrico Anglosajón. Considerando la cercanía de las cuencas hidrográficas entre sí, se ha asumido el mismo evento tipo para cada una de ellas y que, además, se mantuvo constante en todas las regiones de la cuenca (Fig. 113).



Figura 113. Evento de precipitaciones considerado en la cuenca hidrográfica del río Real.
Fuente: Elaboración propia a partir de los datos extraídos de la A.E.M.E.T.

Datos edáficos

La superficie de la cuenca hidrográfica del río Real se compone de 6 unidades edáficas (C.M.A, 2005), a saber:

1. Fluvisoles calcáreos.
2. Luvisoles crómicos con Cambisoles cálcicos y Litosoles.
3. Cambisoles cálcicos, Luvisoles cálcicos y Luvisoles crómicos con Litosoles y Fluvisoles calcáreos.
4. Cambisoles eútricos, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles.
5. Luvisoles crómicos, Regosoles eútricos y Litosoles con *Phaeozems* y Cambisoles eútricos.
6. Litosoles, Luvisoles crómicos y Rendsinas con Cambisoles cálcicos.

Tomando esta información como base, se ha procedido a asignar atributos sobre la pendiente media (*midslope*), coeficiente de erodibilidad (Factor K) y Grupo Hidrológico de Suelo a cada una de las unidades edáficas que configuran la cuenca hidrográfica del río Real. La pendiente media ha sido calculada en porcentajes decimales, definido como la tangente de la pendiente en grados, a partir de la información topográfica recogida en el Modelo Digital del Terreno. Los valores del Factor K y Grupo Hidrológico de Suelo, por su parte, han sido asignados en función del rango textural predominante de las partículas de sedimento que componen los diferentes perfiles de cada unidad edáfica (Tabla 3), considerando los valores experimentales presentados en el apartado metodológico y que se describen de forma pormenorizada a continuación. Además, se ha procedido a contrastar cada uno de ellos y a aplicar las oportunas correcciones que se han estimado convenientes mediante la revisión bibliográfica de otros valores recogidos en la literatura con el fin de adaptar la aplicación de la *M-U.S.L.E* al caso de estudio.

De este modo, se presentan a continuación los valores edáficos de partida considerados en el cálculo de la tasa potencial de producción de sedimentos terrígenos en la cuenca del río Real (Tabla 17; Fig. 114), junto con los argumentos que lo justifican.

Justificación de los valores asignados:

Grupo Hidrológico de Suelo

El Grupo Hidrológico de Suelo es un factor considerado por la *M-U.S.L.E* para el cálculo del Número de Curva, elemento de gran relevancia en la estimación de la profundidad de escorrentía (Factor Q), entendida como el acúmulo de un determinado volumen de agua por unidad de superficie (l/m^2) generado durante un evento de precipitaciones. Respetando el patrón de clasificación de este parámetro establecido por el *N.R.C.S* (1986), el cual se encuentra detallado en el apartado metodológico, se ha procedido a asignar un grupo tipo A-D a cada unidad edáfica considerando su rango textural predominante.

De acuerdo con el criterio de clasificación propuesto por [Brakensiek y Rawls \(1983\)](#), presentado en la tabla 14, suelos con texturas de tipo arenosa, arenosa-franca o franco-arenosa deben ser considerados de tipo A, por lo que la unidad edáfica número 20 ha sido categorizada como tal. Según la misma fuente, texturas de tipo franco-limosa o franca son propiamente características de suelos con Grupo Hidrológico tipo B, por lo que las unidades edáficas número 52 y 47 han sido incluidas en esta categoría (Tabla 17).

Las partículas de sedimento que componen las unidades edáficas número 32, 32' y 54 presentan texturas propiamente arcillosas, de modo que han sido catalogadas como suelos con Grupo Hidrológico tipo D considerando que la fuerte unión electromagnética que une las partículas de arcilla confiere al suelo un mayor grado de consolidación y, por ende, contribuye a reducir su capacidad de infiltración y a magnificar el fenómeno erosivo ejercido por la escorrentía superficial.

Finalmente, la unidad edáfica número 19 registra afloramientos de material original (Litosoles) que coexisten con Luvisoles crómicos de textura predominantemente franco-limosa. En el presente análisis, esta tipología de suelo ha sido interpretada como suelos de tipo Luvisol crómico con un buen nivel de pedregosidad conferido por el suelo tipo Litosol situado en un nivel superior, de modo que ha sido catalogado como suelos con Grupo Hidrológico tipo B considerando su textura predominantemente franco-limosa.

En esta decisión se ha considerado además que la presencia de gravas contribuye a obstaculizar el contacto de las gotas de lluvia con las partículas de suelo situadas en niveles inferiores (Luvisol crómico), acorde al criterio de [Auerswald et al. \(2014\)](#) y [Panagos et al. \(2014\)](#) según el cual la presencia de gravas reduce la erodibilidad del suelo entre un 10% y un 15 % respectivamente.

Coefficiente de erodibilidad (Factor K)

Al igual que el resto de parámetros edáficos responsables de la magnitud que adquiere el fenómeno erosivo, el coeficiente de erodibilidad (Factor K) ha sido determinado a partir de algunos valores experimentales publicados y utilizados por Instituciones y expertos de gran relevancia en el panorama de la pérdida de suelo a escala nacional e internacional. Como ya se apuntó en el capítulo metodológico, es preciso destacar, entre otros, los trabajos de [Stewart et al. \(1975\)](#) y de [Moreira \(1991\)](#), quienes recogieron diferentes valores del coeficiente de erodibilidad atendiendo al grado textural de las partículas que componen el suelo a partir de una serie de estudios llevados a cabo en Estados Unidos y España respectivamente (Tabla 18).

Código Suelo WRB	Unidad Edáfica	Textura predominante	Pendiente media (porcentaje decimales)	Grupo Hidrológico de Suelo (GHS)	Coefficiente de erodibilidad (Tm/acre)
19	Litosoles, Luvisoles crómicos y Rendsinas con Cambisoles cálcicos	Franco-limosa con pedregosidad	0,59	B	0,08
20	Fluvisoles calcáreos	Arenosa-franca	0,09	A	0,1
32	Cambisoles eútricos, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles	Franco-arcillosa	0,48	D	0,31
32'	Cambisoles eútricos, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles	Franco-arcillosa	0,41	D	0,31
47	Cambisoles cálcicos, Luvisoles cálcicos y Luvisoles crómicos con Litosoles y Fluvisoles calcáreos	Franco-limosa	0,28	B	0,42
52	Luvisoles crómicos con Cambisoles cálcicos y Litosoles	Franco-limosa	0,18	B	0,42
54	Luvisoles crómicos, Regosoles eútricos y Litosoles con <i>Phaeozems</i> y Cambisoles eútricos	Limo-arcillosa	0,39	D	0,36

Tabla 17. Datos edáficos de partida considerados para la aplicación de la *M-U.S.L.E* en la cuenca hidrográfica del río Real. Fuente: Elaboración propia.

Considerando los valores del Factor K obtenidos por Moreira, las unidades edáficas número 20, 52, 47, 32 y 32' (Tabla 17) registrarían un coeficiente de erodibilidad aproximado de 0,31 Tm/acre. Sin embargo, atendiendo a la naturaleza textural de tales tipologías de suelos, se ha estimado conveniente considerar que aquellas texturas de tipo arenosa-franca, franco-limosa y franco-arcillosa deberían adquirir diferentes valores del coeficiente de erodibilidad que definan, de una forma más representativa, sus diferentes patrones de comportamiento frente a un agente erosivo, en este caso la escorrentía directa formada durante el evento de precipitaciones. Según este razonamiento, texturas arenosa-francas deberían presentar valores más bajos de erodibilidad atendiendo a su mayor capacidad de infiltración, mientras que texturas del tipo franco-limosas deberían asumir un valor del Factor K ligeramente superior asumiendo que los enlaces covalentes que unen las partículas de limo son energéticamente más débiles que las arcillas, por tanto su susceptibilidad a ser disgregadas y transportadas por un flujo superficial sería previsiblemente mayor. A fin de contrastar tal argumento, se ha considerado lo expuesto por Schwab *et al.* (1981), citado por Parveen y Kumar (2012), quienes asignaron un valor del Factor K de 0,1 Tm/acre a suelos con textura tipo arenosa-franca y de 0,42 Tm/acre a suelos con textura franco-limosa, valores que se ajustarían al criterio expuesto.

En el caso de suelos con textura franco-arcillosa se ha respetado el valor de 0,31 Tm/acre establecido por Moreira, considerando que éste mostraría fehacientemente la mayor resistencia que ejercen las partículas de arcilla frente a la erosión en comparación con las partículas de limo, dado por la mayor fortaleza de sus enlaces covalentes.

Los ajustes realizados mostrarían, de forma razonable, los diferentes patrones de comportamiento de las partículas de arenas, limos y arcillas frente al proceso de desagregación ejercido por la escorrentía directa, con el objetivo de aportar una aproximación suficientemente representativa a la realidad del proceso de pérdida de suelo en el conjunto de cuencas hidrográficas analizadas en el presente estudio.

Para la unidad edáfica número 54 (Tabla 17), con textura mayoritariamente limo-arcillosa, se ha considerado un coeficiente de erodibilidad ligeramente superior que franco-arcillosa, en este caso de 0,36 Tm/acre según Moreira, lo cual goza de coherencia asumiendo la mayor susceptibilidad a la erosión que imprimiría la presencia de partículas de limo aun situándose en contacto con partículas de arcilla.

Finalmente, la unidad edáfica número 19, con textura tipo franco-limosa y abundante presencia de gravas, ha sido definida como suelo de baja erodibilidad, de lo cual ya informaba su Grupo Hidrológico de tipo B (Tabla 17). En este caso, se ha asumido un valor del factor de erodibilidad de 0,08 Tm/acre de acuerdo con el término propuesto por Moreira para suelos con presencia de material original (Tabla 18). Los litosoles que proveen a este tipo de suelo de cierto grado de pedregosidad corresponden, según refleja el Mapa Litológico de Andalucía ([C.O.P.T](#) y [C.M.A](#), 2005), a afloramientos de mármoles, esquistos y cuarcitas, cuya escasa permeabilidad actuaría como si de una cobertura protectora se tratase, reduciendo así la exposición de las partículas franco-limosas situadas en niveles inferiores al agente erosivo.

Clase textural	Valores del coeficiente de erodibilidad (Tm/acre)	
Fuente de la información:	Stewart <i>et al.</i> (1975)	Moreira (1991)
Contenido en materia orgánica	2%	Variable
Arenosa gruesa	0,03	No contemplado
Arenosa fina	0,14	No contemplado
Arenosa muy fina	0,36	0,37
Arena franca	0,1	0,31
Arena franca fina	0,2	No contemplado
Arena franca muy fina	0,38	No contemplado
Franco-arenosa	0,24	0,34
Franco-arenosa fina	0,3	No contemplado
Franco-arenosa muy fina	0,41	No contemplado
Franca	0,34	0,42
Franco-limosa	0,42	0,31
Limosa	0,52	0,35
Franco-arcillo-arenosa	0,25	0,33
Franco-arcillosa	0,25	0,31
Franco-arcillo-limosa	0,32	0,34
Arcillo-arenosa	0,13	0,29
Arcillo-limosa	0,23	0,27
Arcillosa	0,13-0,29	0,22
Areno-limosa	No contemplado	0,54
Limo-arcillosa	No contemplado	0,36
Limo-arenosa	No contemplado	0,40
Humus	No contemplado	0,25
Material original	No contemplado	0,08

Tabla 18. Comparación de los valores experimentales asignables al coeficiente de erodibilidad de la U.S.L.E según Stewart *et al.* y Moreira. Fuente: Elaboración propia a partir de Stewart *et al.* (1975) y Moreira (1991).

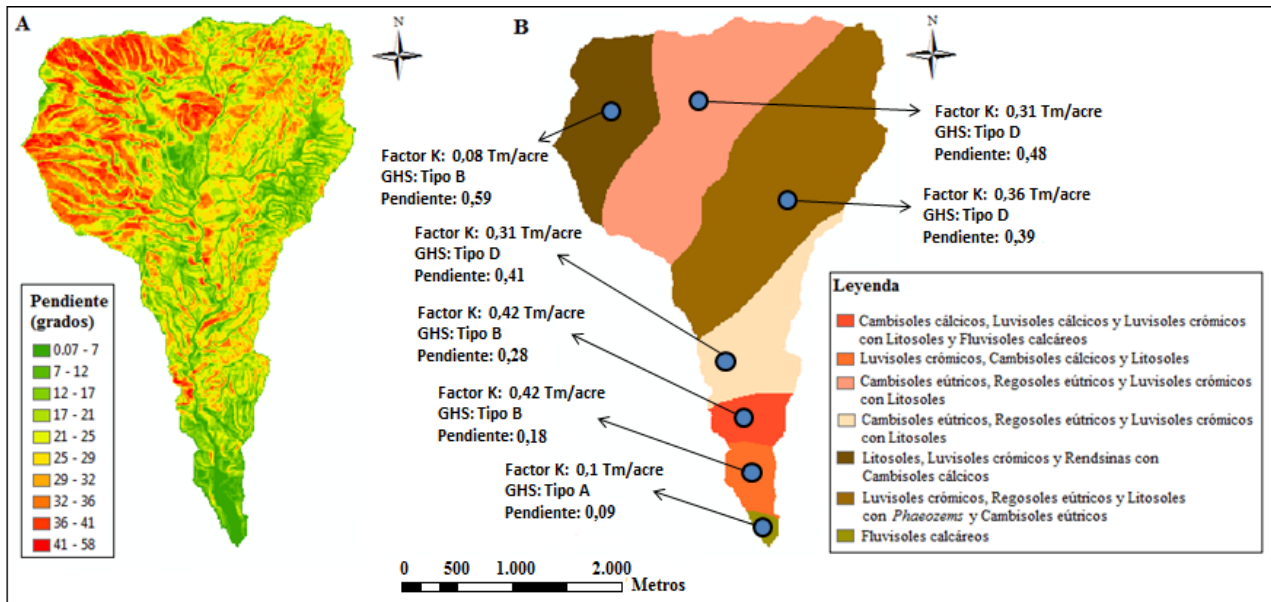


Figura 114. Escenario edáfico de la cuenca hidrográfica del río Real. La imagen A refleja el mapa de pendientes en grados. La imagen B muestra los datos edáficos de partida considerados para la elaboración de los cálculos oportunos. Fuente: Elaboración propia.

Datos sobre la cobertura y uso del suelo

Tal y como se abordó en la caracterización de los diferentes usos desarrollados en la cuenca hidrográfica del río Real, el Mapa de Usos del Suelo del Proyecto *Corine Land Cover (C.L.C)* del año 2006 revela 9 tipologías de usos y cobertura del suelo para dicha cuenca, las cuales se muestran en la tabla 19.

Respetando la lógica empleada en el punto anterior, se ha procedido a asignar los oportunos atributos que la herramienta de modelización ArcMUSLE[®] requiere en este caso, es decir, 1) el código de uso del suelo (*Land Cover code*), 2) valor del Factor C de la *U.S.L.E* y, finalmente, 3) el valor del coeficiente de rugosidad de Manning, en la forma en que se presenta en la tabla adjunta.

Tipo de uso	Código CLC06 (EU)	Código LC (USA)	Factor C	Coeficiente de rugosidad de Manning (n)
Tejido Urbano Discontinuo	112	11	1,0	0,015
Zonas en construcción	133	11	1,0	0,015
Campos de golf	142	17	0,01	0,45
Olivares	223	21	0,2413	0,035
Mosaico de cultivos	242	21	0,1585	0,035
Bosque de coníferas	312	42	0,0015	0,6
Matorral esclerófilo	323	32	0,0296	0,4
Matorral boscoso	324	32	0,0296	0,4
Zona quemada	334	31	0,3427	0,13

Tabla 19. Datos de partida sobre el tipo de uso y cobertura vegetal del suelo considerados para la aplicación de la *M-U.S.L.E* en la cuenca hidrográfica del río Real. Fuente: Elaboración propia.

Justificación de los valores asignados:

Código de Uso del Suelo (LC code)

El objetivo fundamental del Proyecto *Corine Land Cover* es la creación de una base de datos que provea de información sobre el tipo de cobertura y uso que caracteriza un determinado territorio ([M.M.A.R.M., 2010](#)), la cual es agrupada en diferentes niveles acordes al rango de precisión deseado. En este caso, se ha recurrido al máximo nivel de precisión, es decir, el nivel 3 de detalle, el cual agrupa cada tipología de uso y cobertura vegetal del suelo de acuerdo a un código numérico de tres dígitos en función de su naturaleza. De esta forma, el código 1 es asignado a usos de tipo artificial, el código 2 a usos agrícolas, el código 3 a zonas forestales, el código 4 a zonas húmedas y el código 5 a superficies dominadas por masas de agua. Cada una de estas agrupaciones presenta sucesivas sub-categorías hasta completar el nivel 3 de detalle, tal como se presenta en la tabla 19. Este sistema de codificación es válido para el conjunto de suelos que configuran la Unión Europea, sin embargo no es aplicable en los Estados Unidos, en donde se han desarrollado sistemas de clasificación de usos del suelo propios que difieren significativamente de los establecidos en Europa. En este caso, los códigos de uso del suelo requeridos por el modelo ArcMUSLE[®] son aquellos que establece el Centro de Investigaciones Geológicas de los Estados Unidos (*United States Geological Survey*; *U.S.G.S*; [Anderson et al., 1976](#)).

Se trata de un patrón de codificación de usos del suelo, en este caso al nivel 2 de detalle, diseñado para su utilización junto con datos procedentes de sistemas de monitorización, así como para su integración en Sistemas de Información Geográfica a fin de analizar y evaluar el uso y tipología de cobertura que configura un determinado territorio.

Este sistema de clasificación contempla la naturaleza del tipo de uso a través de nueve categorías. La primera hace referencia a usos artificiales, la segunda a usos agrícolas, la tercera a la presencia de pastizales, la cuarta a superficies vegetadas, la quinta a la presencia de masas de agua continentales o de transición, la sexta a humedales, la séptima a zonas baldías, la octava a la presencia de tundras y, finalmente, la novena a superficies nevadas.

Tipo de uso	Código CLC06 (EU)	Tipo de uso	Código LC (USGS, USA)
Tejido Urbano Discontinuo	112	Uso residencial	11
Zonas en construcción	133	Uso residencial	11
Campos de golf	142	Otros usos urbanos	17
Olivares	223	Tierras de cultivo	21
Mosaico de cultivos	242	Tierras de cultivo	21
Bosque de coníferas	312	Bosque perennifolio	42
Matorral esclerófilo	323	Superficie arbustiva y pastizales	32
Matorral boscoso	324	Superficie arbustiva y pastizales	32
Zona quemada	334	Pastizal herbáceo	31

Tabla 20. Códigos de tipología de uso y cobertura vegetal del suelo más comunes para la aplicación de la *M-U.S.L.E* en la red hidrográfica principal de acuerdo con los estándares establecidos por la *U.S.G.S* en Estados Unidos. Fuente: Elaboración propia.

La tabla 20 recoge las equivalencias que se han adoptado entre ambos sistemas de clasificación a fin de categorizar los usos del suelo de la cuenca del río Real conforme a los requerimientos de la citada herramienta de modelización.

El sistema de clasificación de usos del suelo establecido por [Anderson et al. \(1976\)](#) define como uso residencial aquel en el que predomina la presencia de viviendas y urbanizaciones independientemente de su magnitud, de modo que las superficies de la cuenca acordes a Tejido Urbano Discontinuo (*CLC*-112) y Zonas en Construcción (*CLC*-133) han sido englobadas dentro de esta categoría (*USGS*-11). Los Campos de golf (*CLC*-142) son definidos, según el *Corine Land Cover*, como zonas verdes artificiales, de forma muy similar al criterio del sistema de clasificación vigente en Estados Unidos, si bien éste los engloba como Otros Usos Urbanos (*USGS*-17) junto con los parques urbanos, zoos y cementerios, entre otros.

La agricultura constituye una de las principales actividades económicas desarrolladas en los Estados Unidos. Según la *U.S.G.S*, la totalidad de las superficies destinadas al cultivo y al pastoreo, en cualquiera de sus modalidades e independientemente de su magnitud, son contempladas bajo la categoría de Tierras de cultivo y Zonas de pastoreo (*USGS*-21), de modo que las superficies agrícolas recogidas por el *Corine Land Cover* en la cuenca hidrográfica del río Real, es decir, los Cultivos de olivares (*CLC*-223) y los Mosaicos de cultivos (*CLC*-242), han sido categorizados como tal.

La tercera categoría contemplada en el sistema de clasificación de usos del suelo de Estados Unidos hace referencia a la presencia de pastizales (*Rangeland*), definidos como zonas vegetadas en forma de praderas con predominancia de especies herbáceas y arbustivas leñosas, por lo que aquellas superficies de la cuenca del río Real pobladas por Matorral boscoso (CLC-324) y Matorral esclerófilo (CLC-323) han sido catalogadas como Superficies Arbustivas y Pastizales (USGS-32). Junto ellas se observa, a la vista de la figura 116, la presencia de una porción de superficie en la que, según arroja el *Corine Land Cover* del año 2006, se registró un potente incendio (CLC-334) que arrasó una importante fracción de superficie de la cuenca, probablemente poblada por las mismas especies arbustivas que configuran las regiones colindantes. De este modo, y asumiendo la drástica reducción de vegetación asociada a este tipo de eventos, se ha procedido a asignar a la fracción de suelo afectada por el incendio el código que define la presencia de Pastizales Herbáceos (USGS-31), de menor envergadura que los pastizales arbustivos, y a ajustar los valores del Factor C y coeficiente de rugosidad de Manning a unos términos que definan las consecuencias de este evento en términos de erosión.

Finalmente, la superficie de la cuenca con presencia de Bosque de coníferas (CLC-312) ha sido catalogada como Superficie Forestal y, dentro de ésta, en el subgrupo de Bosque Perennifolio (USGS-42). Para ello se ha considerado que las especies arbóreas que configuran estas formaciones, en su mayoría pinos, alcornoques, encinas y quejigos, mantienen un buen nivel de espesura durante todo el año, al contrario de lo que registraría un bosque de hoja caduca.

Factor de cobertura vegetal del suelo (Factor C)

Según se apuntó en el apartado metodológico, el Factor C de la U.S.L.E se encarga de cuantificar el grado de intercepción de las gotas de lluvia que ejerce la presencia de vegetación sobre el suelo, la cual será responsable en última instancia, según el argumento de la M-U.S.L.E, de la amortiguación de la magnitud que adquiere el proceso de pérdida de suelo ejercido por la formación de escorrentía directa.

Es preciso recalcar la gran relevancia que adopta la estimación de este parámetro en el marco de la gestión de la pérdida de suelo derivada de los cambios en los usos del suelo, razón por la que Instituciones y expertos de gran relevancia en el campo de la gestión del suelo en Europa han volcado grandes esfuerzos en su determinación experimental. Por este motivo, y dado que su carácter adimensional lo convierte en un parámetro universal que presenta la misma lectura a escala global, se ha procedido a revisar y considerar los diferentes valores publicados en España a finales del S. XX por el I.C.O.N.A y por [Moreira \(1991\)](#), así como los estudios llevados a cabo recientemente en Europa por [Panagos et al. \(2015d\)](#), todos ellos presentados en las tablas 10 a 13. En este sentido, Panagos et al. desarrollaron una interesante correlación entre los principales tipos de usos del suelo desarrollados en España según el *Corine Land Cover* del año 2006 y el valor que debía adoptar el factor de cobertura vegetal del suelo (Tabla 10).

Según tal estudio, los suelos poblados por Olivares (*CLC-223*) deberían adoptar un valor del Factor C de 0,2413, mientras que los Mosaicos de Cultivos (*CLC-242*), también llamados Cultivos Complejos, registran un valor del factor de cobertura vegetal de 0,1585.

En lo que respecta a aquellas superficies con presencia de vegetación natural, el mismo estudio reveló que suelos poblados por Bosques de diversa naturaleza (*CLC-31X*) debían asumir un valor del Factor C de 0,0015, lo cual resulta razonable en términos cuantitativos dado que a mayor grado de espesura de la vegetación mayor es su efecto de intercepción de las gotas de lluvia, más eficiente es por tanto su protección contra la erosión y menor, por consiguiente, el valor que debe adoptar este factor. A fin de contrastar esta hipótesis, es preciso considerar lo propuesto por [Roose \(1986\)](#) en un estudio llevado a cabo en África Occidental, indicándose que la presencia de formaciones densas de arboleda confiere al suelo sobre el que se asientan de una reducción de la erosión del orden del 99%, o dicho de otro modo, en este caso el Factor C asumiría un valor aproximado de 0,001, término que coincide de forma significativa con lo establecido recientemente por Panagos *et al.* De igual modo, suelos poblados por especies arbustivas esclerófilas o boscosas, es decir, con cobertura vegetal tipo Matorral Esclerófilo (*CLC-323*) y Matorral Boscoso (*CLC-324*), presentarían un valor del Factor C ligeramente superior, en este caso de 0,0296, lo cual también resulta razonable atendiendo al menor efecto de intercepción de las gotas de lluvia que ejercen en comparación con las formaciones boscosas más densas.

En el caso de áreas afectadas por un incendio, Panagos *et al.* establecieron un intervalo asumible del Factor C de 0,3427, de modo que este es el valor que se ha considerado para la fracción de suelo concerniente a Zonas Quemadas (*CLC-334*). Al comparar este término frente al que adquirirían las superficies arbustivas según el argumento expuesto es posible observar el amplio rango de variación que registran (0,0296 Vs. 0,3427). Este hecho se fundamenta en la sustancial reducción de la cobertura vegetal del suelo tras el incendio, contribuyendo así al aumento de su susceptibilidad a sufrir erosión.

Los usos que comprenden la artificialización del suelo, como son las superficies urbanas y campos de golf, suelen ser habitualmente excluidos de los estudios de evaluación del factor de cobertura vegetal de la *U.S.L.E*, dado que la base conceptual de este parámetro refleja el efecto de la cobertura vegetal, ya sea natural o asociada a cultivos, en la resistencia contra la pérdida de suelo, y no tanto al efecto que imprime la artificialización del territorio. Dada la magnitud territorial que el proceso urbanizador ha alcanzado en las partes bajas de las cuencas hidrográficas vertientes a la ensenada de Marbella, se ha considerado especialmente relevante su inclusión en la evaluación del proceso de pérdida de suelo. Son numerosas las investigaciones que han identificado el proceso global de expansión urbanística durante los años 60 del S. XX (Fig. 115) como uno de los factores más decisivos en la creciente pérdida de suelo generada a escala de cuenca hidrográfica ([Morgan, 2005](#); [Blanco-Canqui y Lal, 2008](#); [Aswathy y Sindhu, 2013](#); entre otros).

Este fenómeno se encuentra fundamentado, según tales estudios, en la reducción o incluso la práctica anulación de la capacidad de almacenamiento de agua inherente al suelo, provocando el aumento de la velocidad de escorrentía superficial y, por consiguiente, el incremento de su capacidad de desagregación y transporte de las partículas de sedimento que componen el suelo. Sin embargo, resulta conveniente ser cautelosos a la hora de interpretar este argumento, ya que el registro de valores elevados de susceptibilidad a la erosión en zonas urbanas no tendría por qué materializarse en pérdidas de suelo reales, debido a que el concepto de suelo en términos litológicos ha sucumbido al concepto de suelo en sentido estrictamente urbanístico.

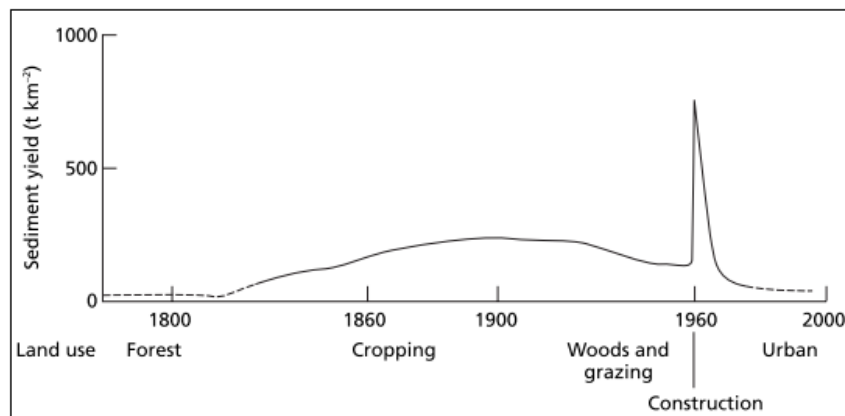


Figura 115. Repercusión de la evolución en los usos del suelo en el proceso de pérdida de suelo.

Fuente: Morgan (2005).

Algunas investigaciones llevadas a cabo en áreas intensamente artificializadas y de escarpada orografía han cuantificado que durante episodios de tormentas especialmente intensos, el fenómeno erosivo incrementa su magnitud en un orden entre 10,8 y 12,2 veces superior al ser comparado con la pérdida de suelo producida en un escenario sin intervención antrópica (Hu *et al.*, 2001). De este modo, se ha procedido a asignar un valor del factor de cobertura vegetal igual a 1 para aquellas fracciones de suelo ocupadas por Tejido Urbano Discontinuo (CLC-112) y Zonas en construcción (CLC-133).

Atendiendo a su configuración, los Campos de Golf (CLC-142) constituyen parcelas de terreno conformadas por un tapiz herbáceo (principalmente césped) prácticamente continuo que le confiere un alto grado de resistencia contra la pérdida de suelo. Ello radica en la naturaleza estructural de este tipo de vegetación, pues su sistema radicular y de tallos adopta una disposición en forma de malla que se expande rápidamente sin apenas dejar espacio entre unos individuos y otros. De acuerdo con Roose (1986), una pradera poblada por especies herbáceas (césped natural) asume un valor del Factor C de 0,01, es decir, reduciría la pérdida de suelo en un 99%. De este modo, se ha asumido la correlación existente entre un campo de golf y una pradera poblada por césped natural a la hora de establecer un término cuantitativo que defina el rol de este tipo de uso del suelo en la magnitud que adquiere el proceso de pérdida de suelo (Tabla 19).

Coefficiente de rugosidad de Manning (n)

El coeficiente de rugosidad de Manning es un término estrictamente ingenieril y adimensional que es utilizado en el cálculo el tiempo de viaje de flujos laminares (T_t sheet; **Ec. 25**), parámetro esencial en el cálculo de la velocidad de escorrentía superficial (Factor q_p) generada por un evento de precipitaciones dado (**Ec. 21**).

El método más común para la determinación experimental del coeficiente de rugosidad de Manning radica en la consideración de los valores propuestos por Engman (1986) a partir de diversas investigaciones en parcelas estándar de terreno con intensidades de precipitaciones situadas entre los 50 y 100 mm/h (García-Díaz *et al.*, 2002). Dado el régimen meteorológico del área de estudio, caracterizado por precipitaciones puntuales muy intensas que oscilan entre los 100 y los 200 mm/h según los datos arrojados por I.C.O.N.A (1988; Fig. 68), y que de acuerdo con Hudson (1963) y Carter *et al.* (1974) las intensidades de lluvia más erosivas son aquellas que oscilan entre 50 y 100 mm/h o las que superan los 200 mm/h, se asume que los valores del coeficiente de rugosidad de Manning propuestos por Engman son suficientemente representativos para su aplicación en el área de estudio.

Para ello, se recurrirá a lo establecido por Vieux (2004), quién recogió y agrupó el patrón de comportamiento de este coeficiente en función de la tipología de uso y cobertura vegetal del suelo ante el desplazamiento de una corriente de flujo superficial. De este modo, suelos sometidos a procesos de artificialización, en este caso Tejido Urbano Discontinuo (CLC-112) y Zonas en construcción (CLC-133), presentan un valor del coeficiente de rugosidad de Manning de 0,015.

En lo que concierne a los campos de golf, se ha considerado nuevamente su correlación con una pradera herbácea poblada por césped natural (*blue grass sod*), registrando así un valor de rugosidad de 0,45.

De acuerdo con Vieux, las superficies destinadas al cultivo, independientemente de su naturaleza, se hallan contempladas bajo la categoría de Terrenos Agrícolas y Zonas de Pastos, de modo que los Olivares (CLC-223) y los Mosaicos de Cultivos (CLC-242) presentarían un valor del coeficiente de rugosidad de Manning de 0,035.

Aquellas superficies con presencia de vegetación natural, es decir, los Bosques de Coníferas (CLC-312), los Matorrales Esclerófilos (CLC-323) y los Matorrales Boscosos (CLC-324), han sido categorizados como Masa Forestal según lo propuesto por Martínez-Álvarez (2006) en base al criterio de Engman (1986), radicando la diferencia entre los términos ‘bosque’ y ‘matorral’ en el grado de espesura de la masa forestal en cuestión. De este modo, la presencia de bosque ha sido asociada a Masa Forestal Espesa, registrando un valor del coeficiente de rugosidad de Manning de 0,6, mientras que las formaciones de matorral, tanto boscoso como esclerófilo, han sido categorizadas como Masa Forestal Media, presentando así un valor de coeficiente de rugosidad de 0,4.

Según lo propuesto por Martínez-Álvarez, el valor del coeficiente de rugosidad de Manning asociado a una Masa Forestal muy clara y a una Pradera Pobre es de 0,13, por lo que se considerará este término para definir el coeficiente de rugosidad de una Zona quemada (CLC-334) considerando la inherente reducción del grado de cobertura vegetal tras la ocurrencia de un incendio.

A la vista de los valores proporcionados se observa como los suelos poblados por masas forestales y campos de golf son los que más resistencia ofrecen al transcurso de la escorrentía superficial a lo largo de una ladera, en contraposición con los terrenos artificiales que han sido cementados, los cuales presentan los valores de rugosidad más bajos dada la escasa resistencia que imprimen el asfalto y el cemento en contacto con un flujo superficial. Estos resultados se consideran razonables teniendo en cuenta, a su vez, los escasos valores de rugosidad registrados en las superficies de cultivo, fundamentado en el alto grado de compactación que suele alcanzar un suelo de cultivo tras cierto tiempo en actividad, lo cual provoca la reducción de su capacidad de infiltración y el aumento de su susceptibilidad a sufrir erosión.

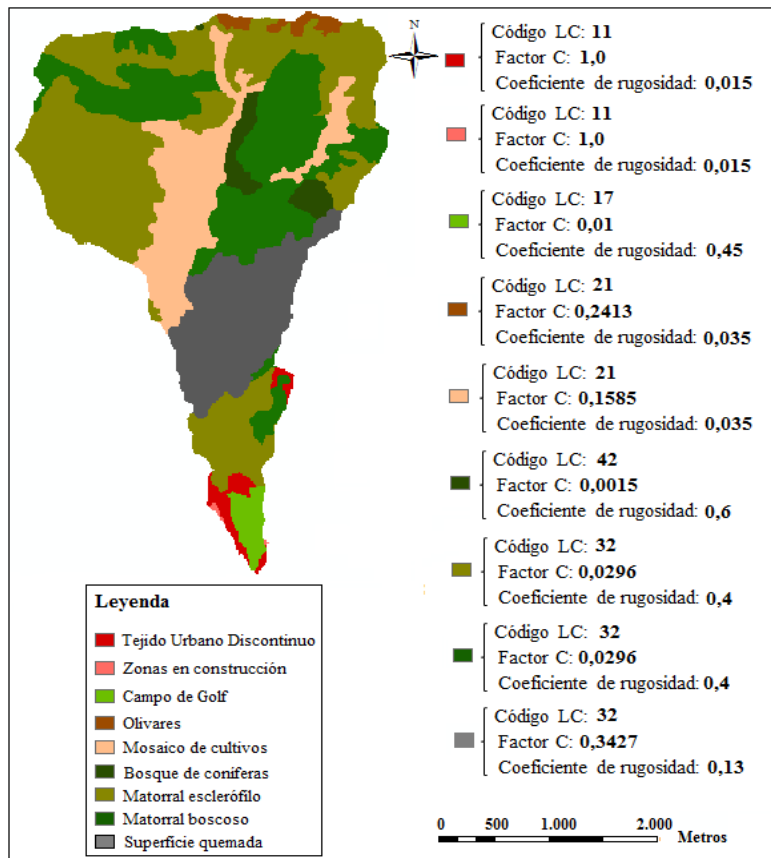


Figura 116. Datos de partida sobre el tipo de usos del suelo y cobertura vegetal considerados en la cuenca hidrográfica del río Real. Fuente: Elaboración propia.

Introducción de parámetros adicionales

Condiciones previas de humedad

El grado de humedad que presenta el suelo en el momento previo al episodio de máxima precipitación (*Antecedent Moisture Conditions; A.M.C*) constituye un dato esencial a tener en cuenta en la estimación de la tasa potencial de pérdida de suelo de una cuenca hidrográfica ya que condicionará, junto con su naturaleza edáfica y tipología de uso y cobertura vegetal, su mayor o menor capacidad de infiltración. La consideración de este dato forma parte de la aplicación del método del Número de Curva (*Curve Number; NC*), elemento clave que informa sobre la capacidad del suelo para retener agua útil y formar escorrentía superficial. Dicho método clasifica las condiciones previas de humedad en tres categorías, seco (*Dry*), medio (*Average*) y húmedo (*Wet*), en función de la precipitación total registrada en los cinco días previos al de máxima pluviosidad.

En base a ello, se ha procedido a analizar la serie datos de precipitación registrados durante los días 2 al 6 de Noviembre del año 2006, obteniendo un volumen total de precipitación de 14,5 mm (l/m^2). Según lo expuesto por [Singh \(1982\)](#), dicho volumen de precipitación sería responsable del registro de condiciones medias de humedad, rango que oscila entre 12,7 a 28 mm. Además, es muy recurrente la asignación de esta categoría en estudios de modelización de las pérdidas de suelo ante un evento de tormentas, asignándose también por defecto en aquellas circunstancias en las que se desconozcan las condiciones de humedad previas al de máxima pluviosidad ([Zhang et al., 2009](#)).

Cantidad de precipitación

Junto al evento de precipitaciones específico considerado en el análisis de la pérdida potencial de suelo, el modelo ArcMUSLE[®] requiere además la implementación de la cantidad de precipitación como un dato numérico. Este dato debe ser ingresado en inches (pulgadas), unidad de longitud del Sistema Métrico Anglosajón en la que se registra la cantidad de agua que es recogida por una unidad medidora de precipitación en un determinado período de tiempo. Considerando que la relación existente entre el inche y el mm es [$1 \text{ mm} = 0,0393 \text{ inches}$], se ha determinado que los 91,8 mm de precipitación que se registraron el día 7 de Noviembre de 2006 equivaldrían a 3,61 inches.

Factor de prácticas de conservación de cultivos (Factor P)

El Factor P de la *U.S.L.E* refleja la eficacia de determinadas medidas de conservación de cultivos sobre la erosión generada en la dirección de la pendiente de una ladera, entendiéndose de este modo que a menor valor del Factor P mayor es la reducción que tales medidas ejercen sobre la pérdida de suelo. Según el estudio llevado a cabo por [Panagos et al. \(2015e\)](#), el área bajo estudio no registra el desarrollo de prácticas de conservación de cultivos, de modo que se contemplará un valor del Factor P igual a 1.

Resultados obtenidos

Escenario erosivo de la cuenca hidrográfica del río Real

A partir de los datos de partida expuestos en líneas anteriores, se presenta a continuación el escenario erosivo de la cuenca hidrográfica del río Real que se generaría en términos potenciales por la ocurrencia de un episodio puntual de precipitaciones de gran intensidad (Fig. 117). Los tonos rojizos de dicha figura informan sobre aquellas zonas que registrarían potencialmente una mayor actividad sedimentaria originada por la acción de la escorrentía directa mientras que los tonos verdes muestran aquellas regiones de la cuenca con menor susceptibilidad a sufrir pérdida potencial de suelo.

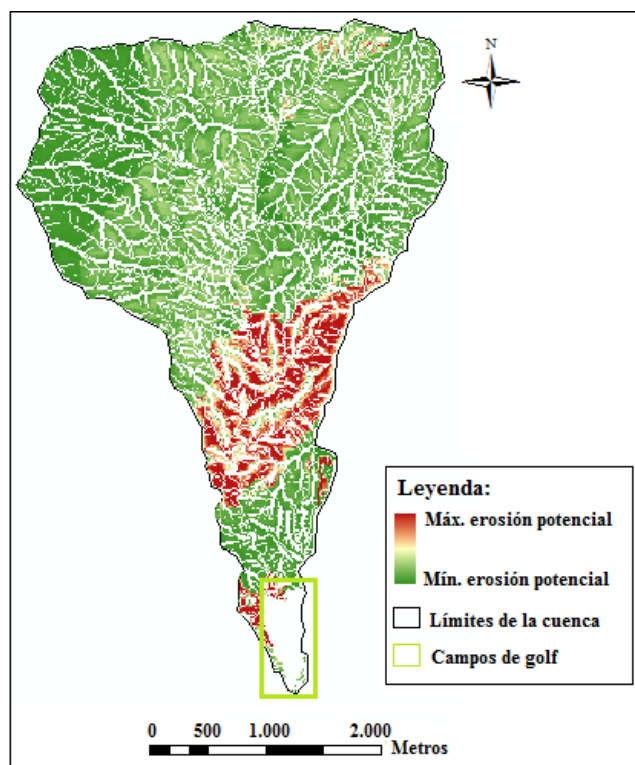


Figura 117. Estimación del escenario erosivo potencial de la cuenca hidrográfica del río Real.
Fuente: Elaboración propia.

La figura 117 revela la elevada dinámica sedimentaria potencial que registra la superficie de la corteza continental de la cuenca hidrográfica del río Real de acuerdo con la naturaleza de los usos del suelo y los acontecimientos ambientales registrados en el año 2006. La región noroccidental de la cuenca constituiría la zona con menor susceptibilidad a la erosión, fundamentado en la baja erodibilidad (Factor $K = 0,08$ Tm/acre) de los mármoles, esquistos y cuarcitas que componen el suelo de tipo Litosol situado sobre sedimentos de textura mayoritariamente franco-limosa acordes a Luvisoles Crómicos y Cambisoles Cálricos.

En la base de las escarpadas laderas que configuran esta sección de la cuenca se ubica una zona de planicie (Fig. 112) sobre la que se han registrado valores medios (color amarillento) de pérdida potencial de suelo según revela la figura 117.

En esta zona de llanura se sitúa el municipio de Ojén, en cuyo Término Municipal coexisten formaciones intermitentes, aunque igualmente extensas, de mosaicos de cultivos de secano y regadío junto con zonas urbanas que no han sido contempladas por el *Corine Land Cover* (Fig. 116). Considerando que su llana topografía no contribuiría a la formación de una intensa escorrentía superficial, podría deducirse que la pérdida potencial de suelo se encontraría inducida por el emplazamiento de superficies de cultivo, cuya implicación en los procesos de erosión ha sido abordada en el apartado metodológico.

La región nororiental de la cuenca registraría una mayor susceptibilidad a sufrir erosión, cuyas causas podrían radicar en su escarpada orografía, la tipología de cobertura vegetal y la naturaleza litológica de las partículas de sedimentos que configuran el suelo. En lo que respecta al tipo de usos y cobertura vegetal del suelo, esta zona destaca por la amplia presencia de matorrales que coexisten con pequeñas superficies destinadas al cultivo del olivar, las cuales registran los valores más elevados de erosión potencial de esta sección de la cuenca a la vista de los tonos rojizos mostrados en la figura 117. Este resultado podría contribuir correlación existente entre el cultivo del olivar y la mayor susceptibilidad a la pérdida de suelo (Fleskens y Stroosnijder, 2007; Gómez *et al.*, 2008).

La naturaleza edáfica del suelo que configura esta sección de la cuenca, formada por Cambisoles y Regosoles eútricos junto a Luvisoles crómicos de alto coeficiente de erodibilidad (Factor K = 0,31 Tm/acre) y Grupo Hidrológico tipo D de muy baja permeabilidad, reuniría las condiciones idóneas para la formación de una escorrentía superficial y sub-superficial lo suficientemente energética como para ser responsable de la cierta susceptibilidad de la cuenca media-alta a sufrir la pérdida potencial de suelo.

La mayor tendencia erosiva se concentra en la cuenca media (representada en color rojo intenso), concretamente en una parcela de superficie sobre la que se produjo en el año 2005 un potente incendio que calcinó más de 200 hectáreas de matorral de coníferas. Los resultados obtenidos revelan el extraordinario efecto de amortiguación a la erosión que ejerce la presencia de cobertura vegetal, apreciándose en la figura adjunta cómo la brusca reducción del grado de vegetación del suelo incrementó significativamente la susceptibilidad de esta fracción de la cuenca hidrográfica a la pérdida potencial de suelo.

Las zonas urbanas que se ubican en la cuenca baja del río Real, según lo previsible, reflejan una tendencia muy elevada hacia la erosión. Si bien la *M-U.S.L.E* identifica este tipo de áreas como zonas con especial susceptibilidad a sufrir erosión, lo cual se ajusta además al argumento de Morgan (2005) presentado con anterioridad (Fig. 115), es preciso ser cuidadosos a la hora de interpretar este dato y no asociarlo al registro de fenómenos de erosión potencial, pues este tipo de zonas carece de sedimentos susceptibles de ser erosionados y de constituir, en definitiva, una fuente de aporte al sistema litoral.

Junto a estas zonas urbanas se localiza el complejo residencial ‘Rio Real Golf & Hotel’, en el que destaca la presencia de un campo de golf de grandes dimensiones. El escenario erosivo de la cuenca baja del río Real sugiere que este tipo de infraestructuras, remarcada en la figura 117 con un recuadro de color verde, proveerían al suelo sobre el que se asientan de un efecto de sellado sedimentario que no induciría ni a la pérdida potencial de suelo ni al depósito de material sólido, independientemente de la naturaleza litológica del suelo. Este fenómeno abriría la puerta a un interesante debate sobre el nivel de acierto o desacierto respecto al emplazamiento de complejos destinados a la práctica del golf en zonas de desembocaduras fluviales, práctica recurrente en la totalidad de la red hidrográfica vertiente a la ensenada de Marbella.

Profundidad y velocidad de la escorrentía directa

La figura 118.A muestra aquellas regiones de la cuenca hidrográfica del río Real que registrarían los máximos (color blanco) y mínimos (color negro) valores de profundidad de escorrentía directa, que en términos hidrológicos debe ser entendida como el volumen de escorrentía registrado por unidad de superficie (mm). La figura 118.B evidencia, por su parte, aquellas áreas de la cuenca, principalmente zonas de ladera, en las que se registrarían las mayores velocidades de escorrentía (m^3/s).

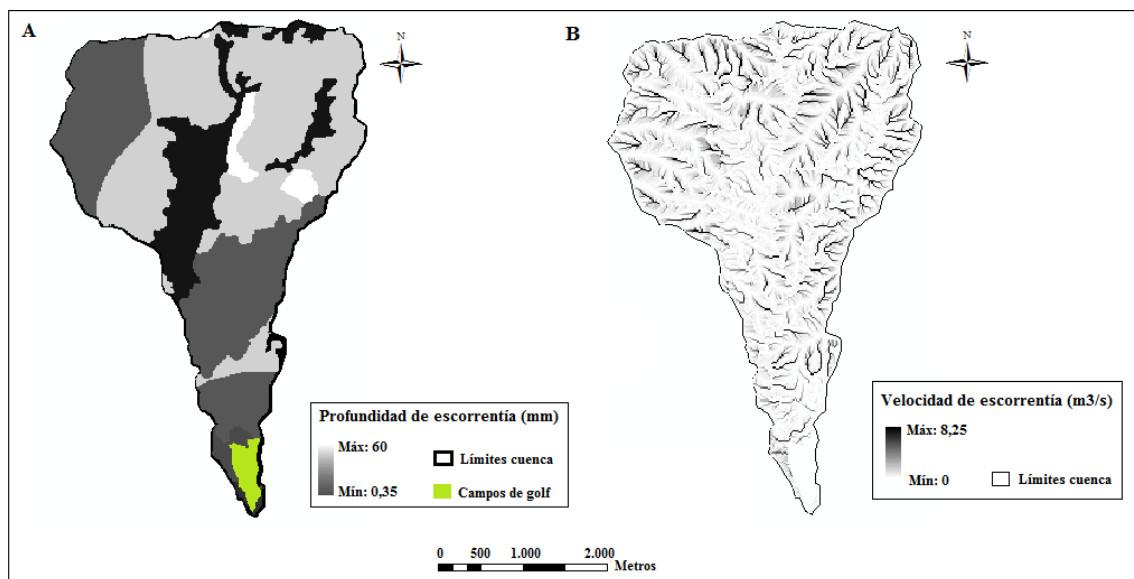


Figura 118. Estimación de la profundidad y velocidad de la escorrentía generada en la cuenca hidrográfica del río Real ante las condiciones de partida. Fuente: Elaboración propia.

De acuerdo con [Zhang et al. \(2009\)](#), las áreas especialmente susceptibles a sufrir erosión potencial suelen registrar elevados valores de profundidad de escorrentía y de factor de longitud y grado de pendiente (Factor LS). Los resultados obtenidos (Figs. 118.A y 119) revelan cierta correlación entre la topografía de la cuenca y los valores de volumen de escorrentía generados, de forma que aquellas áreas con un valor más elevado del Factor LS suelen registrar valores volumétricos medios a elevados (color grisáceo hacia blanco).

Al contrario ocurriría con las zonas de llanura, caso por ejemplo de las superficies de cultivo ubicadas en el municipio de Ojén (representado en color negro).

La naturaleza litológica de las partículas de suelo de la cuenca media y alta del río Real, de granulometría fina o muy fina y Grupo Hidrológico tipo D, favorecería la acumulación de agua de escorrentía y, por ende, aumentaría la magnitud del proceso de pérdida de suelo, justificando así los valores medios y puntualmente elevados registrados en esta región de la cuenca.

La cobertura vegetal predominante en esta sección de la cuenca, de naturaleza mayoritariamente arbustiva con intercalaciones de bosques de escasa superficie, parece desempeñar un interesante efecto sobre el comportamiento de la escorrentía superficial. En este caso, los máximos valores de volumen de escorrentía se registrarían en las formaciones boscosas ubicadas en la cuenca alta, cuyo efecto de intercepción de las gotas de lluvia es mayor que el que presentan las superficies arbustivas anexas. Estas pequeñas superficies boscosas se ubican en una zona de elevada pendiente situada al pie de la cumbre más elevada de la cuenca, poblada en su mayoría por vegetación arbustiva de bajo porte, de modo que sería previsible la formación de una corriente de flujo muy energética en las partes elevadas de la ladera (Fig. 118.B) que alcanzaría el máximo valor volumétrico al contacto con las superficies boscosas, fundamentado este proceso en que la acción de la gravedad fomenta el acúmulo de volumen en la dirección de la ladera. Además, estas superficies boscosas presentan un mayor coeficiente de rugosidad de Manning que las superficies arbustivas, favoreciendo a su vez un posible acúmulo por unidad de superficie.

En color grisáceo oscuro y negro se hallan representadas aquellas áreas en las que la profundidad de la escorrentía es mínima, coincidentes con los cultivos de secano y regadío ubicados en la cuenca alta y con las superficies urbanas próximas a la desembocadura del río Real, es decir, con las áreas de menor Factor LS. A pesar de registrar valores muy bajos de factor topográfico y volumen de escorrentía, las superficies de cultivo ubicadas en Ojén muestran una susceptibilidad media a la pérdida potencial de suelo que podría indicar que el origen del fenómeno erosivo es, en este caso, inherente a la naturaleza del uso que sobre esta superficie se lleva a cabo.

Nuevamente, el emplazamiento de campos de golf en superficies de escasa pendiente propias de zonas de desembocadura parece inducir a la escorrentía directa en un estado neutro de actuación que podría el efecto de sellado sedimentario que podría estar aconteciendo en este lugar.

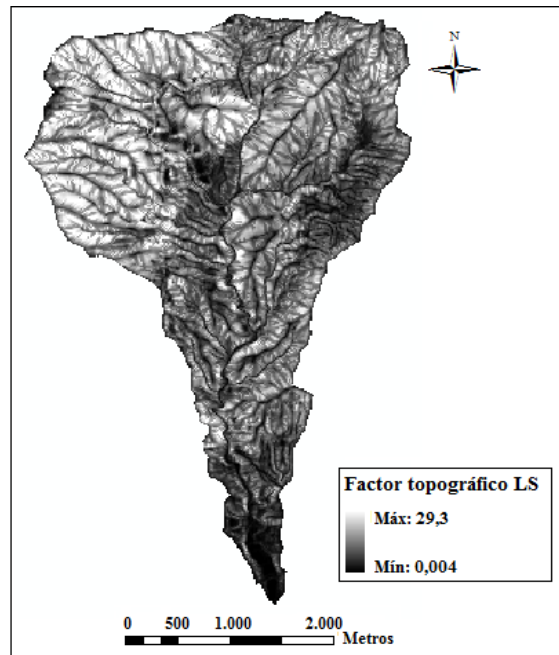


Figura 119. Estimación del factor de longitud de pendiente de la *U.S.L.E* (Factor LS) en la cuenca hidrográfica del río Real. Fuente: Elaboración propia.

Tasa de producción potencial de sedimentos

Uno de los resultados más relevantes fruto de la aplicación de la metodología *M-USLE* es la estimación de la tasa de producción potencial de sedimentos registrada a escala de cuenca hidrográfica. La figura 120 proporciona una perspectiva del rendimiento sedimentario de la cuenca hidrográfica del río Real a partir de los datos de partida detallados al inicio, representándose además con puntos de color rojo aquellas secciones de la red fluvial en las que el sedimento pasaría potencialmente a formar parte del proceso de transporte sedimentario fluvial hacia el sistema litoral.

A la vista de la figura 120, es posible observar la elevada actividad sedimentaria que registraría la red de afluentes del río Real, constituyendo las vías reales por las que el sedimento es transportado hacia la red fluvial principal hasta desembocar en el sistema litoral.

Como era previsible, las superficies de la cuenca alta destinadas al cultivo del olivar y los mosaicos de secano y regadío del municipio de Ojén parecen constituir el principal origen de las fuentes de sedimentación que se registran en esta parte de la cuenca. Sin embargo, la mayor densidad de fuentes puntuales de sedimentación se concentra a lo largo de la superficie que fue asolada por el incendio en el año 2005.

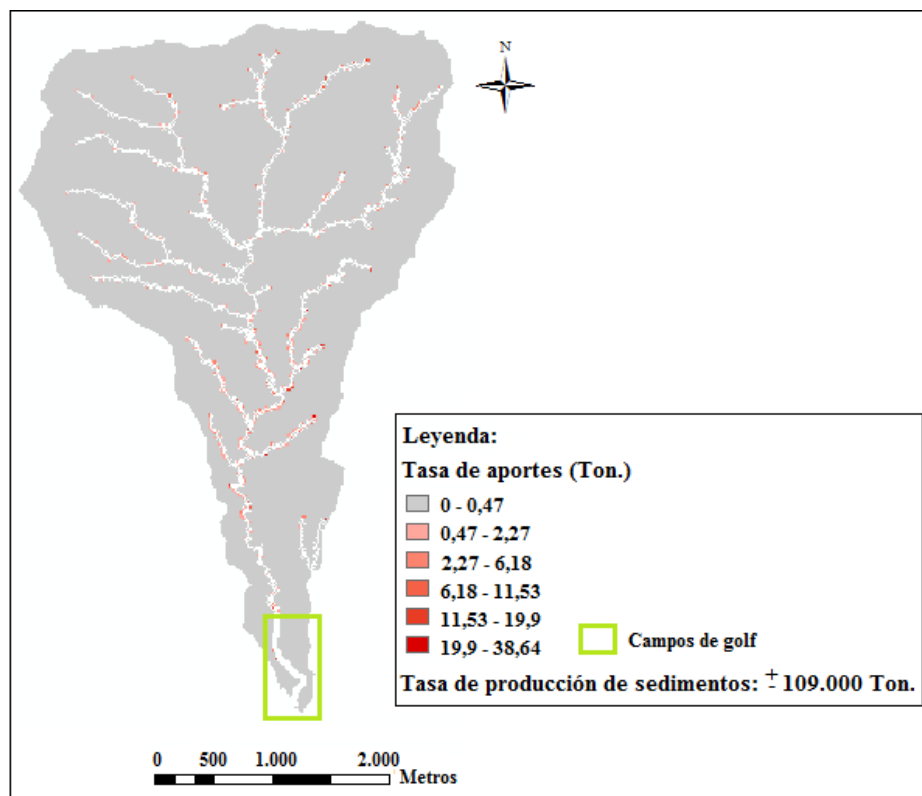


Figura 120. Estimación del rendimiento sedimentario potencial de la cuenca hidrográfica del río Real.
Fuente: Elaboración propia.

A la vista de la figura adjunta se observa como la red fluvial principal y hasta cinco de sus afluentes atraviesan la superficie afectada por el incendio. Tales resultados sugieren que la mayor exposición de las partículas de suelo a la acción de la escorrentía por la drástica reducción de la cubierta vegetal, junto al transcurso de una red hidrográfica muy activa, pudo sobredimensionar el proceso de incorporación del sedimento desagregado a la red fluvial principal, respaldado además por las elevadas velocidades de escorrentía registradas en esta sección de la cuenca, constituyendo probablemente el hito sedimentario más significativo acontecido en la cuenca del río Real en el rango de fechas abordado (años 2005-2006).

El tramo final del río Real a su paso por las zonas urbanas no revela la presencia de fuentes puntuales de sedimentación, lo cual es razonable dado que éstas no constituyen fuentes potenciales de producción de sedimentos terrígenos. La misma tendencia es observada en el campo de golf adyacente, confirmando que este tipo de infraestructuras no contribuyen ni a la erosión ni a la sedimentación de partículas de suelo, sumiendo al sistema en un estado neutro en términos de aporte sedimentario al sistema litoral.

Los resultados cuantitativos obtenidos (± 109.000 Ton.) suponen una estimación de la tasa potencial de producción de sedimentos terrígenos que es generada en la cuenca hidrográfica de río Real durante un evento extremo de precipitaciones, informando en definitiva del alto rendimiento sedimentario, en términos potenciales, de la cuenca hidrográfica del río Real, aun constituyendo la de menor superficie de cuenca de vertiente de la red fluvial objeto de estudio.

Sin embargo, es preciso añadir que este valor se encuentra muy condicionado por la ocurrencia del incendio en el año 2005, ya que la mayoría de las fuentes puntuales de sedimentación se concentran en la zona afectada. Este dato pone de manifiesto, no obstante, la necesidad de interpretar detenidamente cada uno de los hitos acontecidos a escala local, ya que la implicación de éstos en el comportamiento del medio físico de áreas tan dinámicas como la Costa del Sol es muy elevada.

Cuenca hidrográfica del río Verde

Datos de partida

Topografía

La cuenca hidrográfica del río Verde dispone de una especial relevancia en el contexto sedimentario de la ensenada de Marbella, dado principalmente por su superficie de cuenca de vertiente, la más extensa del resto de cuencas objeto de estudio, y por constituir el escenario en el que se centralizó el desarrollo socioeconómico de la Costa del Sol Occidental durante los Siglos XIX y XX. Se trata además de la cuenca hidrográfica que mayor cota topográfica registra del conjunto de cuencas vertientes a la ensenada (Fig. 121), lo cual repercutirá previsiblemente en la tasa potencial de pérdida de suelo que registre en comparación con el resto de cuencas.

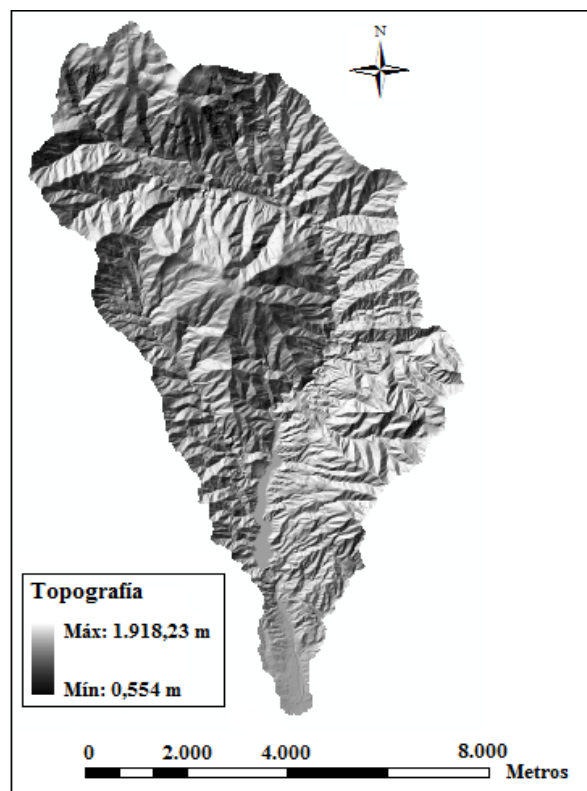


Figura 121. Mapa topográfico de la cuenca hidrográfica del río Verde. Fuente: Elaboración propia a partir del Modelo Digital del Terreno, facilitado por el Instituto Geográfico Nacional.

El punto de mayor altura de la cuenca hidrográfica del río Verde corresponde al Pico Torrecilla. Se trata de un macizo montañoso de naturaleza caliza que, con una cota topográfica de 1.919 m, constituye el pico más elevado de la Sierra de las Nieves y de la Provincia de Málaga, sirviendo además como divisoria de aguas entre la cuenca alta del río Verde y la cuenca hidrográfica del río Guadalhorce.

En el tramo medio-bajo del río Verde se encuentra el Pico de la Concha, un macizo Alpujárride de 1.215 m. de cota topográfica conformado principalmente por mármoles de naturaleza sacaroidea del período Cámbrico junto a calcosquistos muy localizados (I.G.M.E, 2012), actuando además como divisoria de aguas entre la vertiente suroriental de la cuenca del río Verde y las cuencas de los arroyos de Nagüeles, Guadalpín y de las Piedras.

De acuerdo con la figura 121, es preciso destacar la extraordinaria cercanía del sistema montañoso de la Concha al mar, apenas cinco kilómetros, siendo recurrente en este tipo de escenarios el registro de un fuerte decrecimiento de la pendiente de las laderas en una franja de superficie muy reducida, fenómeno que potenciará previsiblemente la formación de flujos de escorrentía muy energéticos.

Evento de precipitaciones

Siguiendo el mismo sistema organizativo de los datos de partida utilizado en el caso anterior, se presenta a continuación el evento de precipitación desencadenante del proceso de pérdida potencial de suelo en la cuenca hidrográfica del río Verde (Fig. 122).

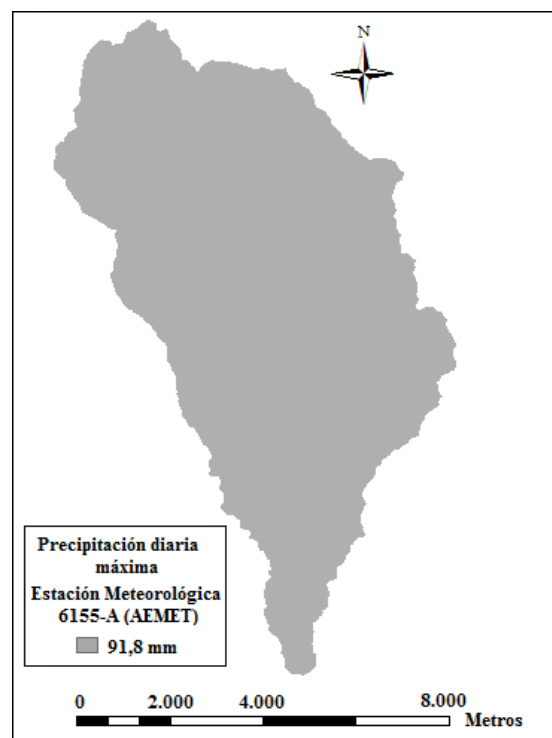


Figura 122. Evento de precipitaciones considerado en la cuenca hidrográfica del río Verde.
Fuente: Elaboración propia a partir de los datos extraídos de la Agencia Estatal de Meteorología (A.E.M.E.T).

Datos edáficos

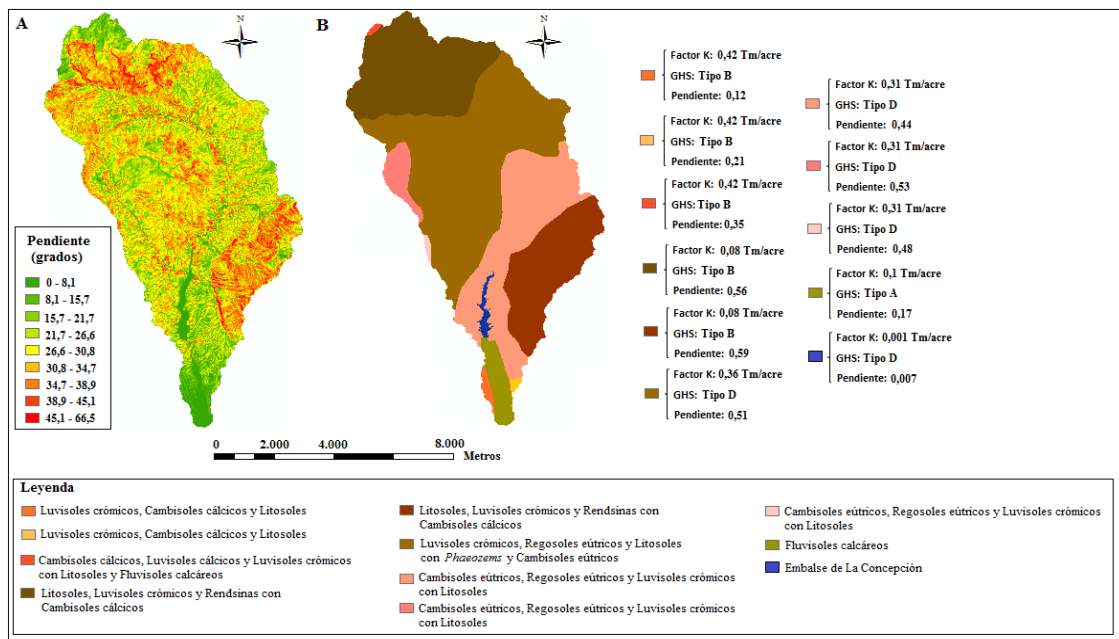
De acuerdo con el Mapa de Suelos de Andalucía a escala 1:400.000 (C.M.A, 2005), la cuenca hidrográfica del río Verde se halla configurada por 6 unidades edáficas, a saber:

1. Fluvisoles calcáreos.
2. Luvisoles crómicos, Cambisoles cálcicos y Litosoles.
3. Cambisoles eútricos, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles.
4. Cambisoles cálcicos, Luvisoles cálcicos y Luvisoles crómicos con Litosoles y Fluvisoles calcáreos.
5. Litosoles, Luvisoles crómicos y Rendsinas con Cambisoles cálcicos.
6. Luvisoles crómicos, Regosoles eútricos y Litosoles con *Phaeozems* y Cambisoles eútricos.

Se presentan a continuación (Tabla 21) los datos edáficos de partida que han sido considerados para cada una de las unidades edáficas que conforman la cuenca hidrográfica del río Verde.

Código Suelo WRB	Unidad Edáfica	Textura predominante	Pendiente media (Porcentaje)	Grupo Hidrológico de Suelo (GHS)	Coefficiente de erodibilidad (Tm/acre)
20	Fluvisoles calcáreos	Arenosa-franca	0,17	A	0,1
52	Luvisoles crómicos, Cambisoles cálcicos y Litosoles	Franco-limosa	0,12	B	0,42
52'	Luvisoles crómicos, Cambisoles cálcicos y Litosoles	Franco-limosa	0,21	B	0,42
47	Cambisoles cálcicos, Luvisoles cálcicos y Luvisoles crómicos con Litosoles y Fluvisoles calcáreos	Franco-limosa	0,35	B	0,42
19	Litosoles, Luvisoles crómicos y Rendsinas con Cambisoles cálcicos	Franco-limosa con pedregosidad	0,59	B	0,08
19'	Litosoles, Luvisoles crómicos y Rendsinas con Cambisoles cálcicos	Franco-limosa con pedregosidad	0,56	B	0,08
54	Luvisoles crómicos, Regosoles eútricos y Litosoles con <i>Phaeozems</i> y Cambisoles eútricos	Limo-arcillosa	0,51	D	0,36
32	Cambisoles eútricos, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles	Franco-arcillosa	0,44	D	0,31
32'	Cambisoles eútricos, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles	Franco-arcillosa	0,53	D	0,31
32''	Cambisoles eútricos, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles	Franco-arcillosa	0,48	D	0,31
0	Embalse de La Concepción	Artificial	0,007	D	0,001

Tabla 21. Datos edáficos de partida considerados para la aplicación de la M-U.S.L.E en la cuenca hidrográfica del río Verde. Fuente: Elaboración propia.



Datos sobre la cobertura y uso del suelo

El Mapa de Usos del Suelo del Proyecto *Corine Land Cover (CLC)* del año 2006, a escala 1:100.000 y nivel 3 de detalle (M.M.A.R.M, 2010) revela 12 tipologías de usos y cobertura del suelo en la cuenca del río Verde, de las que el 67% son de tipo artificial o persiguen algún interés económico, dato que informa de la importancia de esta cuenca en el panorama económico del municipio de Marbella.

Se procede a continuación a la asignación de atributos sobre el factor de cobertura vegetal del suelo (Factor C), código de uso del suelo (*LC code*) y coeficiente de rugosidad de Manning (n) al conjunto de categorías de usos del suelo que difieren de las que ya han sido definidas en el caso de la cuenca hidrográfica del río Real (Tabla 19; Fig. 114). En base a ello, se han registrado cuatro tipologías no contempladas hasta el momento, siendo éstas Afloramiento rocoso (*CLC-332*), Lámina de agua (*CLC-512*), Frutales (*CLC-222*) y Terrenos agrícolas con vegetación natural (*CLC-243*), cuyos valores junto al resto de tipologías de usos del suelo se muestran en la tabla 22.

Tipo de uso	Código CLC06 (EU)	Código LC (USA)	Factor C	Coeficiente de rugosidad de Manning (n)
Tejido Urbano Discontinuo	112	11	1,0	0,015
Zonas en construcción	133	11	1,0	0,015
Campos de golf	142	17	0,01	0,45
Frutales	222	21	0,2188	0,035
Olivares	223	21	0,2413	0,035
Mosaico de cultivos	242	21	0,1585	0,035
Terrenos agrícolas con vegetación semi-natural	243	21	0,1457	0,035
Bosque de coníferas	312	42	0,0015	0,6
Matorral esclerófilo	323	32	0,0296	0,4
Matorral boscoso	324	32	0,0296	0,4
Afloramiento rocoso	332	74	1,0	0,02
Lámina de agua	512	53	1,0	0,03

Tabla 22. Datos de partida sobre el tipo de uso y cobertura vegetal del suelo considerados para la aplicación de la *M-U.S.L.E* en la cuenca hidrográfica del río Verde. Fuente: Elaboración propia.

Justificación de los valores asignados:

Código de Uso del Suelo (LC code)

En lo que respecta a la presencia de una Lámina de agua (*CLC-512*), en este caso un embalse, tanto el sistema americano de clasificación de usos del suelo considerado en el presente análisis (Anderson *et al.*, 1976) como el criterio de clasificación considerado por el *Corine Land Cover* para la Unión Europea lo contemplan como una Superficie de agua – Embalse (*USGS-53*), de modo que se ha llevado a cabo su categorización como tal.

La presencia de Afloramientos rocosos (CLC-332) debe ser debidamente contextualizada en el concepto de suelo contemplado en el presente estudio. Considerando la definición tradicional de suelo establecida en los Estados Unidos como el medio natural que alberga el crecimiento de vegetación, y las posteriores innovaciones llevadas a cabo por el *N.R.C.S.*, en las que definía el suelo como una capa continua que cubre la superficie de la Tierra a excepción de las masas de hielo y agua y las superficies de rocas desnudas (*N.R.C.S.*, 2014), debe entenderse que los afloramientos estrictamente rocosos han de ser considerados, en el contexto de la pérdida de suelo según la *M-U.S.L.E.*, más bien como un tipo de cobertura o de espacio abierto caracterizado por la práctica ausencia de vegetación que como un tipo de suelo en sí mismo. Es precisamente ésta la consideración que deja entrever el *Corine Land Cover*, incluyendo este tipo de suelos en la sub-categoría de Espacios abiertos con poca o nula vegetación (CLC-332). El sistema americano de clasificación de usos y cobertura del suelo lo interpreta de forma semejante, determinando que la presencia de afloramientos rocosos en la superficie del suelo es característica de suelos infructuosos o estériles con completa ausencia de vegetación, categorizándose como Suelo expuesto a rocas desnudas (*USGS-74*).

En lo que concierne a las superficies de cultivo, el sistema de clasificación de usos del suelo de los Estados Unidos contempla la mayor parte de ellos bajo la categoría de Superficies destinadas al cultivo y al pastoreo (*USGS-21*), a excepción de los viñedos, huertos, viveros o infraestructuras dedicadas al cultivo de plantas ornamentales entre otros, de modo que, tanto los Frutales (CLC-222) como los Terrenos agrícolas con presencia de vegetación natural (CLC-243) han sido categorizados como tal.

Factor de usos y cobertura vegetal del suelo (Factor C)

Partiendo del concepto del factor de cobertura vegetal de la *USLE*, debe entenderse que la completa ausencia de vegetación en los afloramientos de roca desnuda y embalses imprimiría la nula intercepción de la precipitación, informando así de un valor máximo del Factor C.

Respecto a la presencia de superficies de cultivo de frutales, el estudio de [Panagos et al. \(2015d\)](#) refleja que el valor del Factor C acorde a este tipo de uso es de 0,2188. Según la misma fuente, las superficies agrícolas con presencia de vegetación natural registran un valor del factor de cobertura vegetal en España de 0,1457. Al comparar ambos términos queda patente el efecto de amortiguación de la erosión que imprime la mayor presencia de vegetación, fundamentado en que la alternancia de vegetación natural junto con plantaciones agrícolas intercepta más eficazmente el impacto de las gotas de precipitación sobre el suelo y reducen la magnitud del fenómeno erosivo.

Coefficiente de rugosidad de Manning (n)

Considerando nuevamente los valores del coeficiente de rugosidad de Manning en función del tipo de uso y cobertura registrado sobre el suelo (Engman, 1986; Vieux, 2004), el término acorde a una masa de agua fluvial en forma de canal o arroyo es de 0.03, valor que será utilizado para definir la rugosidad de un embalse.

Teniendo en cuenta la ausencia de vegetación en los afloramientos rocosos registrados en la cuenca, sería esperable el registro de un valor del coeficiente de rugosidad de Manning muy próximo a cero que informase de la escasa resistencia del flujo de esorrentía durante su desplazamiento. Dicha hipótesis se ve reflejada en los términos cuantitativos publicados por Engman y Vieux, en los que una superficie dominada por la presencia de rocas asume un valor del coeficiente de rugosidad de 0,02.

Finalmente, las superficies destinadas a la agricultura y el pastoreo, independientemente de su naturaleza, reciben un valor del coeficiente de rugosidad de Manning de 0.035 según la citada fuente, coincidiendo con el valor asignado a las superficies agrícolas presentes en la cuenca hidrográfica del río Real.

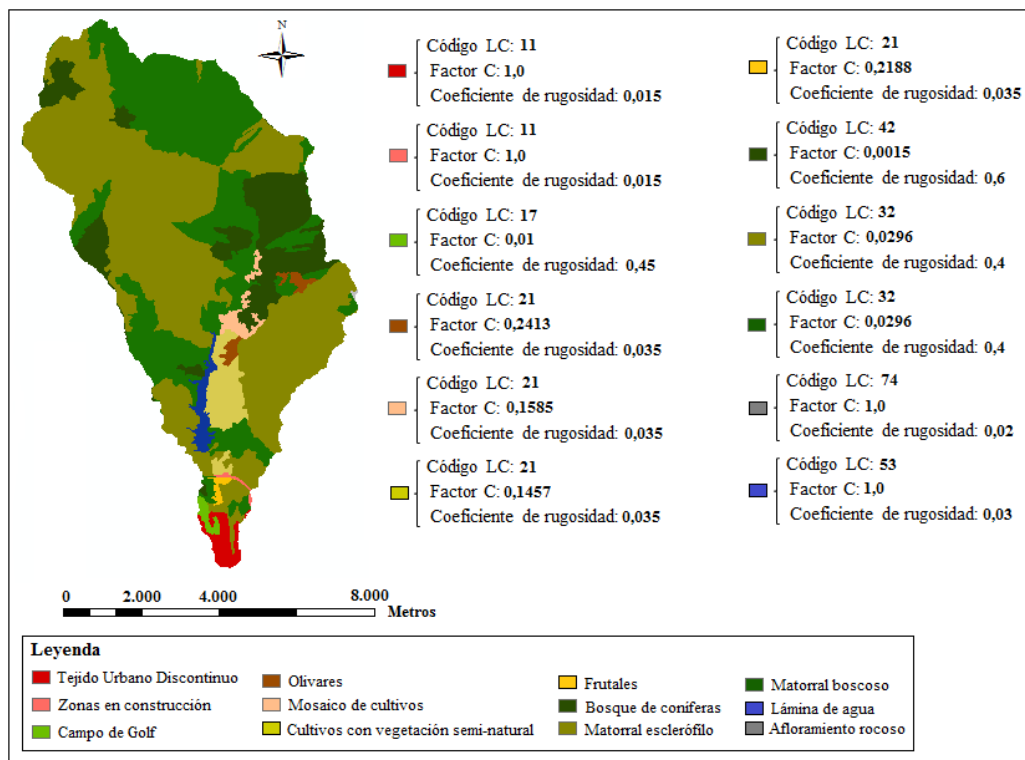


Figura 124. Datos de partida sobre el tipo de uso del suelo y cobertura vegetal considerados en la cuenca hidrográfica del río Verde. Fuente: Elaboración propia.

A la vista de los valores presentados en la tabla 22 y figura 124, se observa como las superficies agrícolas únicamente diferirían entre sí en el término que asume su factor de cobertura vegetal (Factor C), identificando en este caso al olivar, seguido del cultivo de árboles frutales, como los usos agrícolas que mayor pérdida de suelo generarían, en términos potenciales, de los registrados hasta el momento.

Introducción de parámetros adicionales

Las condiciones previas de humedad, cantidad de precipitación y valor del factor de prácticas de conservación de cultivos (Factor P) se han mantenidos constantes en el marco del presente estudio, asumiendo en el caso de la cuenca hidrográfica del río Verde los mismos valores contemplados en la cuenca hidrográfica del río Real.

Resultados obtenidos

Escenario erosivo potencial de la cuenca hidrográfica del río Verde

Se presenta a continuación el escenario de pérdida potencial de suelo registrado en la cuenca del río Verde (Fig. 125) según su naturaleza edáfica y la tipología de uso y cobertura vegetal del suelo durante los años 2005 y 2006 respectivamente.

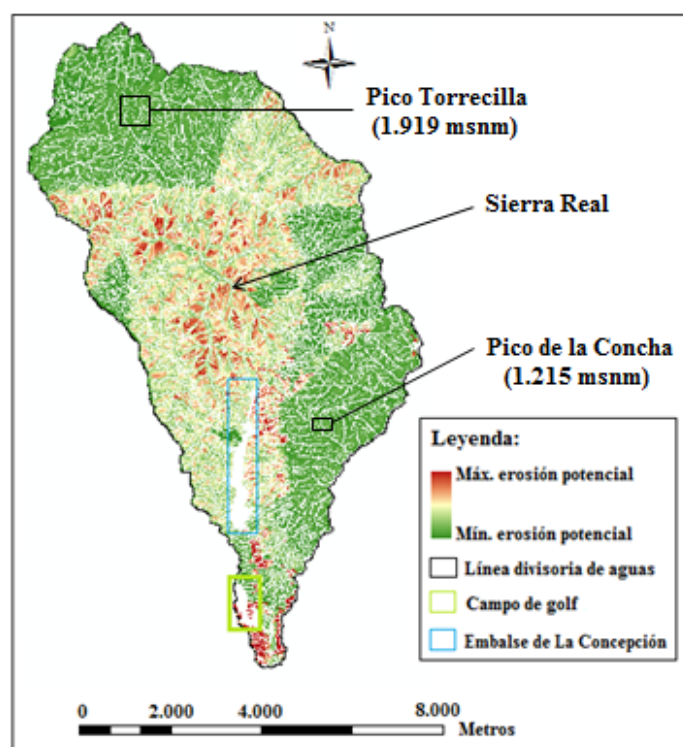


Figura 125. Estimación del escenario erosivo potencial de la cuenca hidrográfica del río Verde.

Fuente: Elaboración propia.

La figura adjunta muestra un escenario erosivo de gran variabilidad en el que los procesos de pérdida potencial de suelo de mayor magnitud (representados en color rojo intenso) se concentrarían mayoritariamente en la cuenca media, superficie formada por partículas de suelo de tipo Luvisol crómico y Cambisol eútrico con texturas de tipo franco-limosas y franco-arcillosas en su mayoría (Fig. 123), y por una cobertura vegetal de naturaleza arbustiva con pequeñas intercalaciones de zonas boscosas (Fig. 124).

Los registros más bajos de erosión potencial coinciden con la ubicación del Pico Torrecilla, en la cuenca alta, y el Pico de la Concha, en la vertiente suroriental de la cuenca, ambas representadas en la figura 125 en color verde intenso. Los resultados obtenidos en torno a estas formaciones rocosas informarían de unos niveles de pedregosidad muy elevados, causantes de la ausencia de partículas de sedimentos en superficie susceptibles de ser erosionados, de lo cual también informa su bajo coeficiente de erodibilidad, de 0,08 Tm/acre en ambos casos.

Las áreas potencialmente más erosivas se localizan en la cuenca media y en la desembocadura del río Verde, coincidiendo este último patrón con el registrado en torno a las superficies urbanas y que, nuevamente, no deben interpretarse como fuentes puntuales de producción de sedimentos terrígenos. El escenario edáfico de la cuenca media reúne las condiciones idóneas para la ocurrencia de procesos erosivos, las cuales radican en 1) su escasa permeabilidad, con Grupos Hidrológicos de Suelo de tipo D y elevado coeficiente de erodibilidad (Factor K) que oscila entre 0,31 y 0,36 Tm/acre, y en 2) su elevada orografía, con valores de pendiente media que varían entre el 44 y el 53%. Así, los resultados erosivos obtenidos muestran como la litología del suelo actúa como un condicionante esencial de la elevada magnitud que adquiere la magnitud del proceso de la pérdida potencial de suelo en la cuenca del río Verde. La naturaleza de la cobertura vegetal de la cuenca media, de naturaleza mayoritariamente arbustiva, también ha participado en este proceso, registrándose igualmente valores mínimos de erosión potencial en superficies pobladas por superficies boscosas, cuyo grado de intercepción de la precipitación y coeficiente de rugosidad es mayor que en las superficies de matorral.

Los macizos montañosos del Pico Torrecilla y la Concha, aun presentando unas condiciones topográficas y de cobertura vegetal, a priori, muy favorables para albergar procesos de erosión, presentan sin embargo unas propiedades edáficas en las que la ausencia de partículas susceptibles a ser disgregadas y transportadas posteriormente por acción de la escorrentía superficial configuran un escenario escasamente tendente a la producción de sedimentos. No obstante, es conveniente apuntar que este dato no excluiría el registro de procesos erosivos de otra naturaleza, siendo muy probable que se produzcan, en ambos casos, procesos de disolución del material calizo que conforma dichos macizos montañosos junto con otras partículas mineralógicas y que éstas, finalmente, fuesen transportadas hasta el embalse de La Concepción.

En lo que concierne a la presencia de este embalse, los resultados obtenidos muestran una completa ausencia de registros de igual modo que se ha observado en el caso de los campos de golf. Este fenómeno, lejos de resultar frustrante, parece más bien lógico, pues en este tipo de infraestructuras no se produce pérdida de suelo sino depósito, ya que actúan como verdaderas trampas de sedimento, constituyendo en definitiva la actuación causante del mayor grado de distorsión sobre la dinámica sedimentaria continental.

Atendiendo a la información mostrada en la figura 124, se observa como la margen oriental de la red fluvial principal con anterioridad al punto de entrada del embalse, y las laderas situadas a ambas márgenes del propio embalse, se encuentran conformadas por una amplia superficie de mosaicos de cultivos que registran una elevada susceptibilidad a sufrir erosión, según informa la figura 125. Por ello, resultaría previsible el registro de un *input* sedimentario en el embalse de la Concepción de cierta magnitud procedente de dos vías, de una parte el cauce principal que transporta carga de materiales sólidos procedentes de la cuenca media y alta y, de otra parte aunque presumiblemente más limitada, a partir de la erosión de las laderas situadas a ambas márgenes del embalse.

El mismo efecto que ya se registró en el campo de golf situado en la desembocadura del río Real es nuevamente registrado en este caso. Sin embargo, y a diferencia del caso anterior, este campo de golf (Aloha Golf Club) ha sido ubicado en un pequeño afluente del tramo final del cauce principal del río Verde sin apenas procesos de erosión de relevancia, de modo que su repercusión sobre la dinámica sedimentaria potencial de la cuenca no debería resultar, a priori, demasiado significativa. Ello convertiría a la construcción del embalse de La Concepción en el año 1971 como la causa más probable del déficit actual en los aportes de sedimentos terrígenos al sistema litoral.

Profundidad y velocidad de la escorrentía superficial

Se presenta a continuación la magnitud que la escorrentía superficial desarrollaría en términos de profundidad (en mm) y velocidad (en m^3/s) en la cuenca del río Verde a partir del episodio de precipitaciones considerado (Fig. 126). Tal y como se avanzó anteriormente, la elevada topografía y el rápido decrecimiento que experimentan las pendientes de las laderas en esta cuenca con gran cercanía al nivel del mar deberían conllevar el registro de velocidades y volúmenes de escorrentía superiores al caso del río Real, traducidas finalmente en la obtención de mayores tasas potenciales de producción de sedimentos terrígenos.

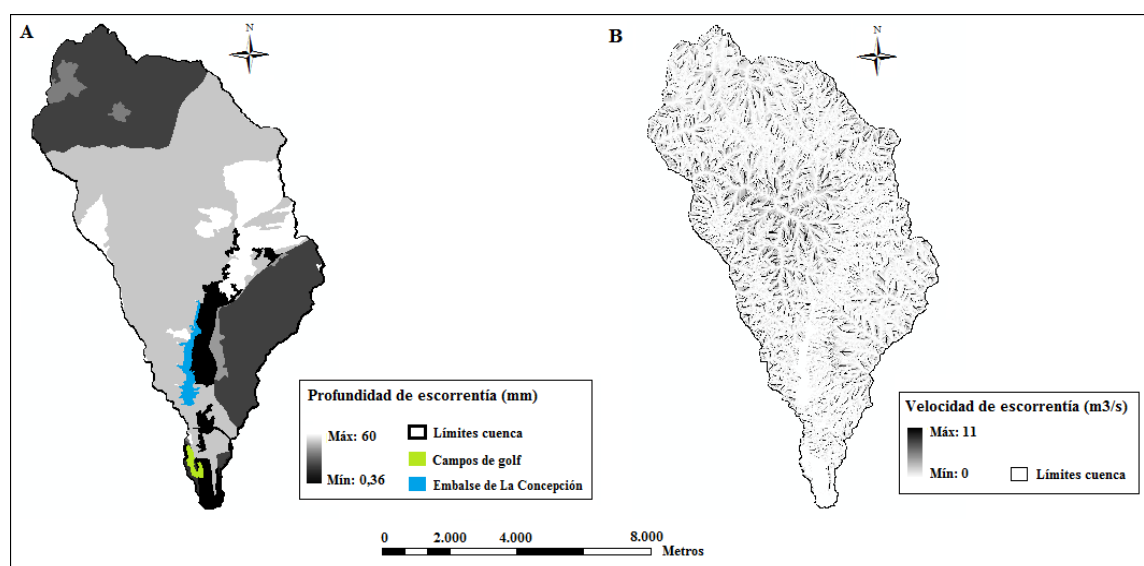


Figura 126. Estimación de la profundidad y velocidad de escorrentía generada en la cuenca hidrográfica del río Verde ante las condiciones de partida. Fuente: Elaboración propia.

Esta hipótesis queda respaldada a la vista de la figura adjunta. Según muestra la figura 126.B, el valor máximo de velocidad en términos potenciales que adquiriría la escorrentía sería de $11 \text{ m}^3/\text{s}$, significativamente superior respecto a los $8,25 \text{ m}^3/\text{s}$ que registraría la cuenca del río Real en idénticas condiciones. Se observa además que los valores máximos de velocidad se registran en un promontorio ubicado en la cuenca media, visible con claridad en la figura 121, lugar sobre el que se concentra además la mayor susceptibilidad de la cuenca a sufrir erosión debido probablemente a la presencia de partículas de texturas limosas y arcillosas y GHS de tipo D con escasa capacidad de infiltración. Los valores mínimos de velocidad se registran a lo largo del cauce principal del río Verde, en el embalse de La Concepción, tal y como era previsible, y en la zona de desembocadura, dada su escasa topografía y la amplia concentración de usos urbanos y recreativos.

En lo que respecta al volumen de escorrentía generado por unidad de superficie (Fig. 126.A), se observa como la cuenca media es la que alberga los mayores registros, alternando términos elevados (representados en color gris claro) junto con valores máximos (representados en color blanco) obtenidos, nuevamente, en aquellas superficies pobladas por vegetación boscosa, como ya ocurriera en la cuenca hidrográfica del río Real, por lo que dicho fenómeno podría ampararse en el elevado coeficiente de rugosidad de Manning de este tipo de formaciones.

Los valores mínimos de volumen de escorrentía se concentran en las zonas urbanas situadas próximas a la desembocadura del río Verde y en las superficies de cultivo situadas junto a la margen oriental del cauce principal, en ambos casos zonas con valores de Factor LS relativamente bajos (Fig. 127). No obstante, el fenómeno más interesante se localiza, nuevamente, en las dos zonas de mayor cota topográfica de la cuenca. Según informa dicha figura, los picos Torrecilla y de la Concha registran valores muy elevados de Factor LS (representados en blanco) que, sin embargo, resultan en valores muy bajos de profundidad de escorrentía, fenómeno que podría estar informando de la ocurrencia de procesos de disolución del carbonato cálcico que compone mayoritariamente estos macizos montañosos. Un indicador que podría aportar mayor claridad a este proceso sería la presencia de acuíferos subterráneos en estas zonas. A este respecto, el Mapa de información general de aguas subterráneas de Andalucía, accesible a través de la REDIAM, informa de la presencia de diferentes acuíferos subterráneos muy próximos a la ubicación de estos sistemas, siendo plausible que la escasa profundidad y velocidad de escorrentía que se ha registrado en ambas zonas pueda deberse a la incorporación de agua junto con bicarbonato cálcico hacia niveles más profundos del sustrato.

La ausencia de escorrentía en el embalse de La Concepción se ajusta a lo previsible, debido a que se trata de una infraestructura cubierta permanentemente por una masa de agua. Las laderas ubicadas al pie de la Concha, aun no registrando valores máximos de velocidad de escorrentía, si muestran cierta susceptibilidad a la erosión, probablemente inherente al desarrollo del cultivo, pudiendo constituir una fuente potencial de sedimentación al embalse.

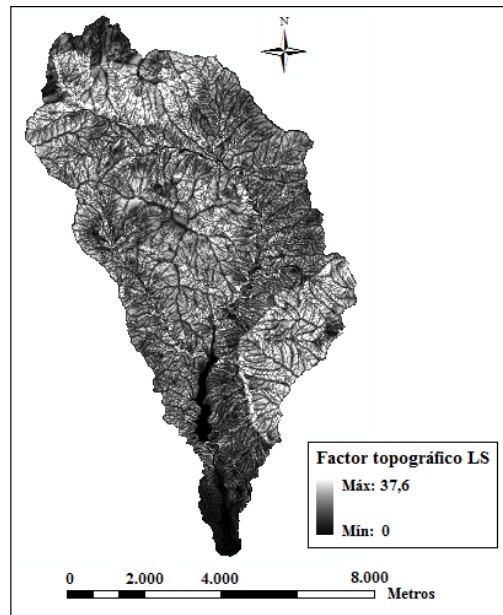


Figura 127. Estimación del factor de longitud de pendiente de la *U.S.L.E* (Factor LS) en la cuenca hidrográfica del río Verde. Fuente: Elaboración propia.

Tasa de producción potencial de sedimentos

La figura 128 muestra una estimación del rendimiento sedimentario potencial que presentaría la cuenca hidrográfica del río Verde según las condiciones de partida, así como la ubicación de aquellas fuentes puntuales en las que el sedimento podría pasar a formar parte de la red fluvial principal para su posterior transporte hacia el sistema litoral.

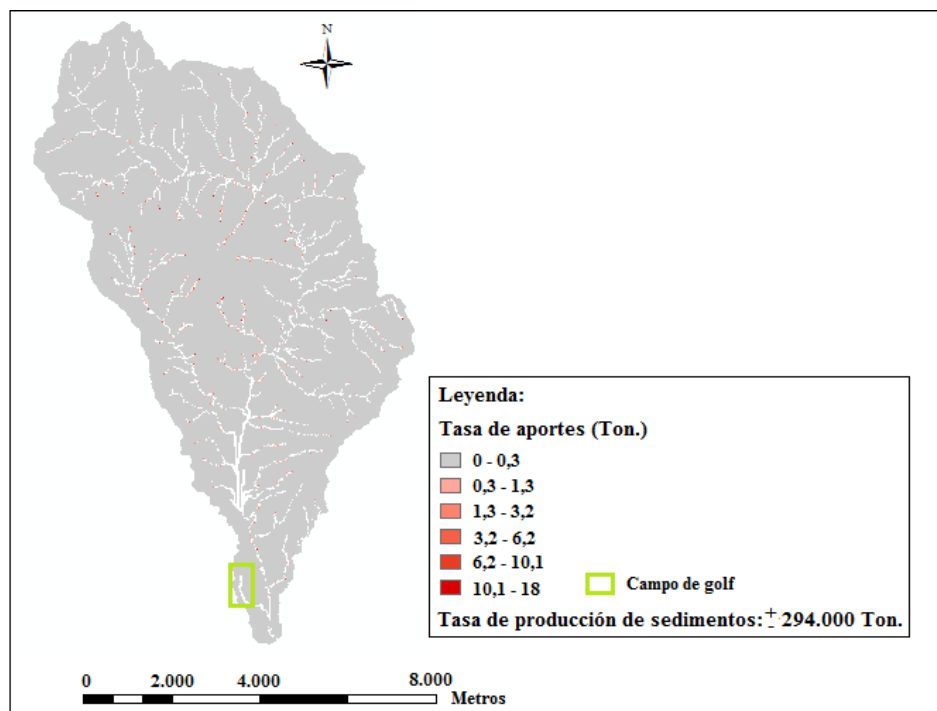


Figura 128. Estimación del rendimiento sedimentario potencial de la cuenca hidrográfica del río Verde. Fuente: Elaboración propia.

En sintonía con el escenario erosivo potencial representado en la figura 125, la mayor parte de las fuentes puntuales de sedimentación se localizan en el promontorio de textura arcillo-limosa ubicado en la cuenca media. Considerando que la amplia mayoría de la actividad de producción de sedimentos terrígenos parece concentrarse en esta sección de la cuenca, ello conllevaría la más que plausible recepción de un gran volumen de sedimentos en el embalse de La Concepción durante momentos puntuales de crecidas, fenómeno que, de ser cierto, evidenciaría la necesidad de implementar medidas de gestión de ese volumen de sedimentos retenidos en el embalse.

La tasa de producción potencial de sedimentos estimada muestra el extraordinario rendimiento sedimentario de la cuenca hidrográfica del río Verde en comparación con el que registraría la cuenca hidrográfica del río Real (294.000 Vs. 109.000 toneladas respectivamente), más si cabe considerando que el valor obtenido en el río Real se encuentra probablemente sobredimensionado por la ocurrencia de un incendio. Este dato resalta la importancia de esta cuenca en el contexto sedimentario de la ensenada de Marbella, constituyendo probablemente en tiempo pasado la mayor fuente de aporte de sedimentos que terminarían dando origen a los mantos eólicos presentes a lo largo de la sección oriental de la ensenada. De igual forma también pone de manifiesto la gran repercusión que el modelo de usos del suelo y de sus recursos implementado sobre esta cuenca ha acabado generando sobre la dinámica sedimentaria continental y litoral de la ensenada de Marbella.

Cuenca hidrográfica del río Guadaiza

Datos de partida

Topografía

Se muestra a continuación el mapa topográfico de la cuenca hidrográfica del río Guadaiza, como resultado de la unión de las hojas número 1065 y 1072 del Modelo Digital de Elevaciones (Fig. 129).

A pesar de que la cuenca hidrográfica del río Guadaiza presenta una morfología estrecha y alargada, probablemente como resultado de la orogenia alpina por la que se formaron los Sistemas Béticos, ésta registra no obstante una extraordinaria variabilidad topográfica, alcanzando una cota máxima de 1.483 metros. Se observa además la presencia de una extensa planicie en la desembocadura del río Guadaiza formada por depósitos de glaciares del período Cuaternario que ha supuesto un escenario idóneo para la concentración, en esta franja de superficie, de la práctica totalidad de áreas urbanas y superficies destinadas al cultivo de toda la cuenca.

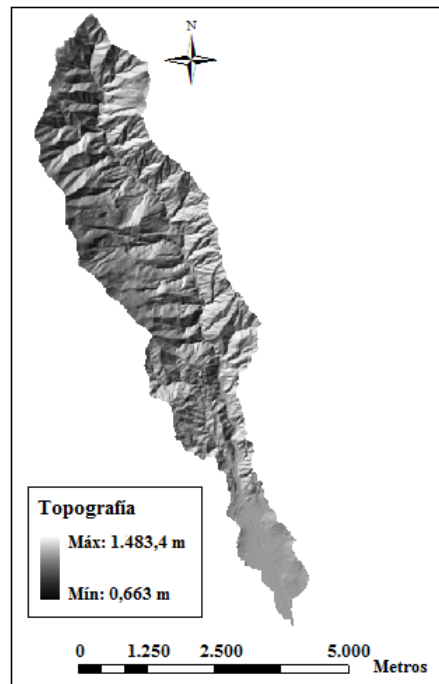


Figura 129. Mapa topográfico de la cuenca hidrográfica del río Guadaiza. Fuente: Elaboración propia a partir del Modelo Digital del Terreno, facilitado por el Instituto Geográfico Nacional.

Evento de precipitaciones

De la misma forma que en los casos anteriores, se muestra a continuación el evento puntual de precipitaciones desencadenante del proceso de pérdida potencial de suelo en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza (Fig. 130).

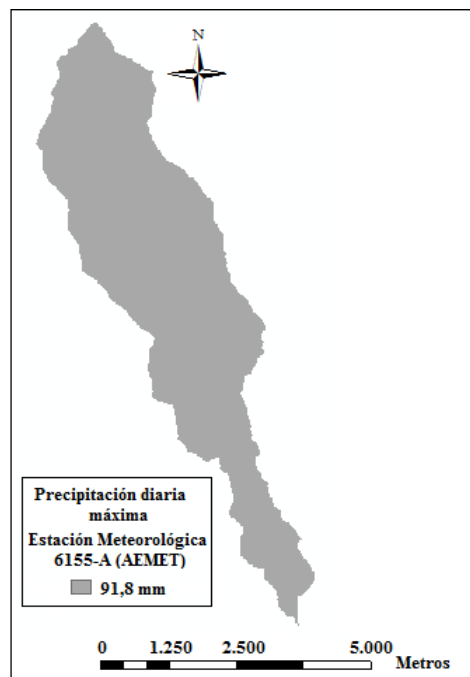


Figura 130. Evento de precipitaciones considerado en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos extraídos de la Agencia Estatal de Meteorología (A.E.M.E.T).

Datos edáficos

De acuerdo con el Mapa de Suelos de Andalucía a escala 1:400.000 (C.M.A, 2005), la cuenca hidrográfica del río Guadaiza se halla conformada por 5 unidades edáficas, a saber:

1. Fluvisoles calcáreos.
2. Luvisoles crómicos con Cambisoles cálcicos y Litosoles.
3. Cambisoles eútricos, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles.
4. Luvisoles crómicos, Regosoles eútricos y Litosoles con *Phaeozems* y Cambisoles eútricos.
5. Litosoles, Luvisoles crómicos y Rendsinas con Cambisoles cálcicos.

Ante la ausencia de unidades edáficas que difieran de las que configuran las cuencas hidrográficas de los ríos Real y Verde, se ha procedido a respetar los términos cuantitativos y cualitativos empleados para definir el coeficiente de erodibilidad (Factor K) y Grupo Hidrológico de Suelo de cada una de las unidades edáficas que caracterizan dicha cuenca. Los valores de pendiente media, por su parte, han sido calculados a partir del Modelo Digital del Terreno, mostrándose los datos edáficos de partida en la figura 131 y tabla 23.

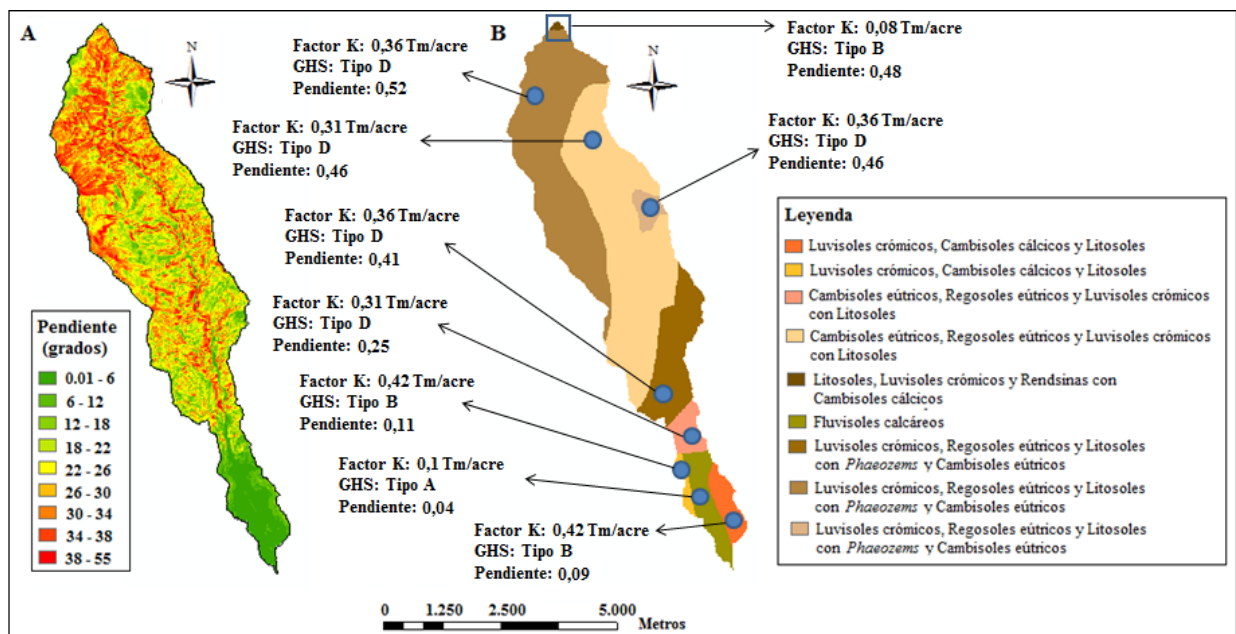


Figura 131. Escenario edáfico de la cuenca hidrográfica del río Guadaiza. La imagen A refleja el mapa de pendientes en grados. La imagen B muestra los datos edáficos de partida considerados para la elaboración de los cálculos oportunos. Fuente: Elaboración propia.

Código Suelo WRB	Unidad Edáfica	Textura predominante	Pendiente media (Porcentaje)	Grupo Hidrológico de Suelo (GHS)	Coefficiente de erodibilidad (Tm/acre)
19	Litosoles, Luvisoles crómicos y Rendsinas con Cambisoles cálcicos	Franco-limosa con pedregosidad	0,48	B	0,08
20	Fluvisoles calcáreos	Arenosa-franca	0,04	A	0,1
32	Cambisoles eútricos, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles	Franco-arcillosa	0,25	D	0,31
32'	Cambisoles eútricos, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles	Franco-arcillosa	0,46	D	0,31
52	Luvisoles crómicos con Cambisoles cálcicos y Litosoles	Franco-limosa	0,09	B	0,42
52'	Luvisoles crómicos con Cambisoles cálcicos y Litosoles	Franco-limosa	0,11	B	0,42
54	Luvisoles crómicos, Regosoles eútricos y Litosoles con <i>Phaeozems</i> y Cambisoles eútricos	Limo-arcillosa	0,41	D	0,36
54'	Luvisoles crómicos, Regosoles eútricos y Litosoles con <i>Phaeozems</i> y Cambisoles eútricos	Limo-arcillosa	0,52	D	0,36
54''	Luvisoles crómicos, Regosoles eútricos y Litosoles con <i>Phaeozems</i> y Cambisoles eútricos	Limo-arcillosa	0,46	D	0,36

Tabla 23. Datos edáficos de partida considerados para la aplicación de la *M-U.S.L.E* en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza. Fuente: Elaboración propia.

Datos sobre la cobertura y uso del suelo

El Mapa de Usos del Suelo del Proyecto *Corine Land Cover (CLC)* del año 2006 (M.M.A.R.M, 2010) revela 8 tipologías de usos y cobertura del suelo en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza, de las que el 50% son de tipo artificial o persiguen algún interés económico.

Se procede a continuación a asignar atributos sobre el factor de cobertura vegetal del suelo (Factor C), código de uso del suelo (Código LC) y coeficiente de rugosidad de Manning al conjunto de categorías de usos que difieren de los que ya han sido definidas anteriormente. En este sentido, la cuenca hidrográfica del río Guadaiza presenta dos tipologías de usos que no han sido registradas con anterioridad, estas son Terrenos regados permanentemente (*CLC-212*) y Pastizales naturales (*CLC-321*), de modo que se presentan a continuación los atributos que definen sus correspondientes parámetros de cobertura y uso del suelo (Tabla 24; Fig. 132).

Tipo de uso	Código CLC06 (EU)	Código LC (USA)	Factor C	Coefficiente de rugosidad de Manning (n)
Tejido Urbano Discontinuo	112	11	1,0	0,015
Campos de golf	142	17	0,01	0,45
Terrenos de regadío	212	21	0,2188	0,035
Pastizales naturales	321	31	0,0516	0,035
Mosaico de cultivos	242	21	0,1585	0,035
Bosque de coníferas	312	42	0,0015	0,6
Matorral esclerófilo	323	32	0,0296	0,4
Matorral boscoso	324	32	0,0296	0,4

Tabla 24. Datos de partida sobre el tipo de uso y cobertura vegetal del suelo considerados para la aplicación de la *M-U.S.L.E* en la cuenca hidrográfica del río Guadiza. Fuente: Elaboración propia.

Justificación de los valores asignados:

Código de Uso del Suelo (LC code)

En lo que respecta a los cultivos de regadío, el sistema de clasificación de usos del suelo establecido por [Anderson et al. \(1976\)](#) aúna las superficies destinadas al cultivo y al pastoreo dentro de la categoría de Tierras de cultivos y Zonas de pastoreo (*USGS-21*), de modo que los cultivos de regadío han sido contemplados dentro de esta categoría. En lo que relativo a la presencia de pastizales naturales, es preciso indicar que éstos, por definición, deben ser entendidos como ecosistemas naturales en los que predomina la presencia de vegetación de tipo herbácea. En base a ello, se ha considerado que la categoría que mejor define este tipo de cobertura vegetal es el de Pastizales herbáceos (*USGS-31*), de modo que se ha procedido a categorizarlo como tal.

Factor de cobertura vegetal del suelo (Factor C)

Los Pastizales naturales (*CLC-321*) constituyen un tipo de cobertura vegetal muy extendido en España. Así, [Panagos et al. \(2015d\)](#) obtuvieron que el factor de cobertura vegetal (Factor C) que definía este tipo de cobertura en España adquiriría un valor de 0,0516, dato que informa de una elevada capacidad de interceptación de las gotas de lluvia y de amortiguación de la magnitud que desarrolla el fenómeno erosivo. Este dato se asemeja notablemente al obtenido por [Moreira \(1991\)](#) para el mismo tipo de cobertura en el Valle Central del río Guadalquivir, siendo en este caso de 0,05 para subregiones fitoclimáticas dominadas por la presencia de quejigos, encinas y pinares, caso del área de estudio, no obstante se utilizará el de [Panagos et al.](#) de igual forma que en los casos anteriores.

La asignación de un valor del Factor C para los cultivos de regadío ha resultado más compleja que en el caso de otras tipologías de cultivo, debido a que se trata de una categoría demasiado generalista que engloba a una gran variedad de cultivos, cada uno de ellos caracterizados por un determinado valor del Factor C. Ello ha requerido una aproximación al tipo de cultivo que se estuvo llevando a cabo en la parcela que refleja el *Corine Land Cover* durante el año 2006.

Tras una valoración preliminar se ha detectado que la ubicación de estos terrenos de regadío coincide con el emplazamiento de algunas parcelas de cultivo pertenecientes a la antigua colonia agrícola de San Pedro de Alcántara, dedicada a finales del S. XIX al cultivo de la caña de azúcar, cereales y frutales. Entre ellos, [Gómez-Zotano \(2006a\)](#) apuntó que los suelos del tipo Fluvisoles calcáreos, sobre los que se asientan las superficies destinadas al cultivo de regadío en cuestión, constituían el escenario ideal para el cultivo de árboles frutales sub-tropicales y cítricos, dado que se encontraban mejor drenados que otros más compactados de textura arcillosa. A partir de esta premisa, se ha considerado plausible el posible cultivo de árboles frutales en esta parcela, al que el estudio de Panagos *et al.* asigna un valor del Factor C de 0,2188, mayor en términos erosivos que el que presentan los mosaicos de cultivos (Factor C: 0,1585), lo cual resulta razonable en términos cuantitativos asumiendo que un terreno expuesto constantemente a una fuente de riego registrará previsiblemente una mayor susceptibilidad a la erosión que otro regado eventualmente.

Coefficiente de rugosidad de Manning (n)

De acuerdo con [Engman \(1986\)](#) y [Vieux \(2004\)](#), el coeficiente de rugosidad de Manning que define, tanto la presencia de pastizales naturales como de cualquier superficie destinada al cultivo, pertenece a la categoría de Cultivos y zonas de pasto, de modo que los Pastizales naturales y los Terrenos regados permanentemente asumirán un valor del coeficiente de rugosidad de 0,035. Este término se encuentra directamente relacionado con el nivel de compactación que presenta el suelo. El desarrollo de actividades agrícolas contribuye a la deshidratación del suelo, provocando así que las partículas de suelo se compacten y disminuya su rugosidad, lo cual justificaría que adquiriera un valor significativamente menor en comparación con superficies naturales como las formaciones boscosas y de matorral (0,6 y 0,4 respectivamente).

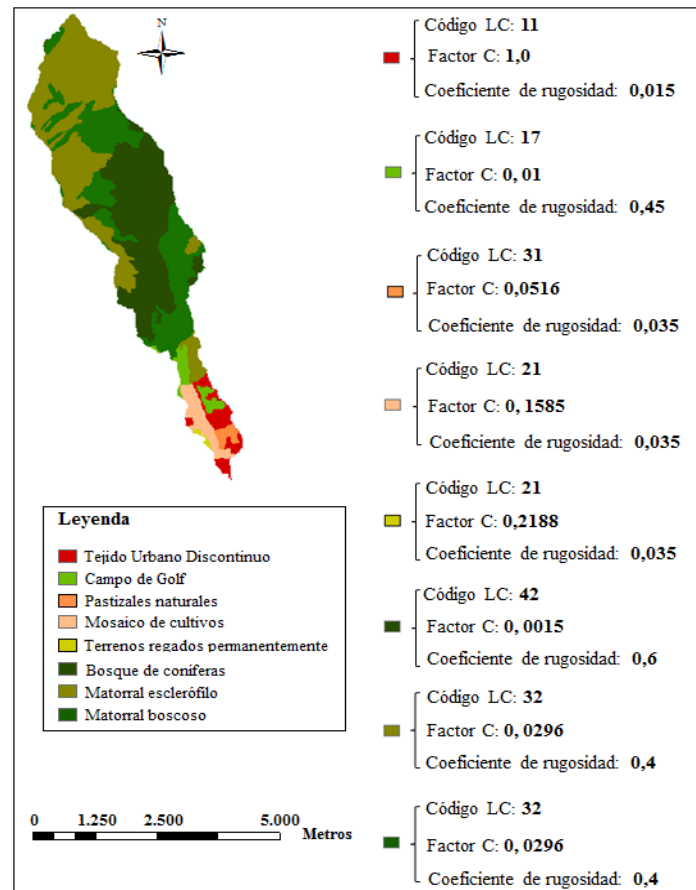


Figura 132. Datos de partida sobre el tipo de uso del suelo y cobertura vegetal considerados en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza. Fuente: Elaboración propia.

Introducción de parámetros adicionales

Del mismo modo que se ha considerado para las cuencas hidrográficas analizadas con anterioridad, las condiciones previas de humedad, cantidad de precipitación y factor de prácticas de conservación de cultivos (Factor P) se han mantenido constantes en la totalidad del área de estudio.

Resultados obtenidos

Escenario erosivo de la cuenca hidrográfica del río Guadaiza

Considerando los datos de partida expuestos, se presenta a continuación el escenario erosivo potencial de la cuenca hidrográfica del río Guadaiza (Fig. 133), representando en color rojo aquellas zonas de la cuenca con mayor susceptibilidad a la pérdida de suelo y en verde aquellas superficies menos vulnerables a la erosión.

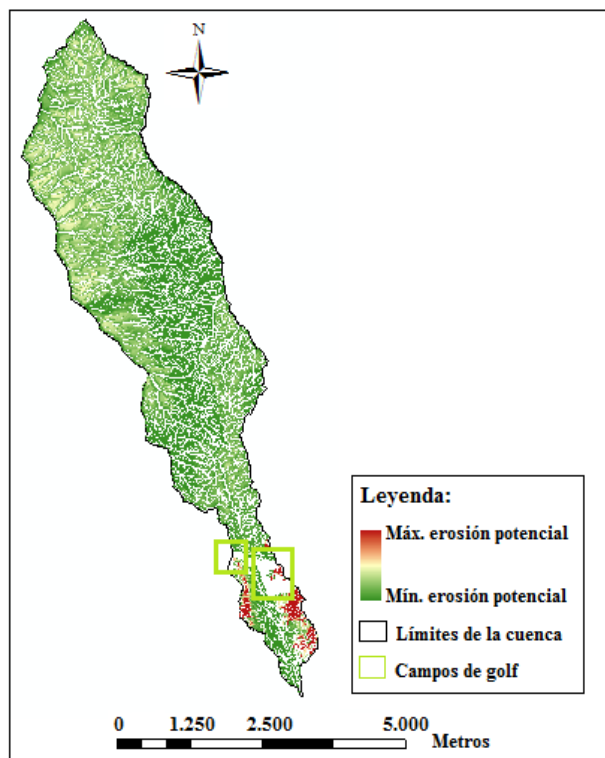


Figura 133. Estimación del escenario erosivo potencial de la cuenca hidrográfica del río Guadaiza.
Fuente: Elaboración propia.

En términos generales, la cuenca hidrográfica del río Guadaiza muestra un escenario poco tendente a la erosión al compararse con los resultados obtenidos en las cuencas hidrográficas de los ríos Real y Verde. Una posible justificación de este fenómeno podría residir en la mayor presencia de superficies boscosas. De hecho, se observa cierta correlación entre la zonificación de las áreas de la cuenca con mayor susceptibilidad a la erosión y el tipo de cobertura vegetal que reside sobre ellas, de modo que la gran superficie boscosa situada en la cuenca media (Fig. 132) se ajustaría al registro de una susceptibilidad a la erosión muy baja (color verde intenso), denotándose por el contrario como las superficies arbustivas situadas en la cuenca alta y baja parecen imprimir una mayor vulnerabilidad a la erosión. Estos resultados se ajustan a lo esperable, justificados en sí mismos por la mayor capacidad de interceptación de la precipitación que presenta una superficie conformada por una densa cobertura vegetal de tipo arbórea respecto a aquellas superficies pobladas por arbustos con una menor densidad vegetal por unidad de superficie.

La naturaleza edáfica de la cuenca media y alta es muy uniforme, registrando en su mayoría Grupo Hidrológico de Suelo de tipo D de baja permeabilidad y coeficientes de erodibilidad muy semejantes que oscilan entre 0,31 y 0,36 Tm/acre, lo cual da lugar a que el tipo de cobertura vegetal del suelo adquiera un mayor protagonismo en cuanto al control de la magnitud que adquiere el fenómeno erosivo.

Las zonas con mayor susceptibilidad a la erosión son las áreas urbanas situadas cerca de su desembocadura, si bien no deben interpretarse como fuentes puntuales de aporte sedimentario al sistema litoral, como se ha apuntado en los casos anteriores.

Profundidad y velocidad de la escorrentía superficial

Se presenta a continuación (Fig. 134) la magnitud que la escorrentía superficial desarrollaría en términos de profundidad (en mm) y velocidad (en m^3/s) en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza a partir del episodio de precipitaciones considerado.

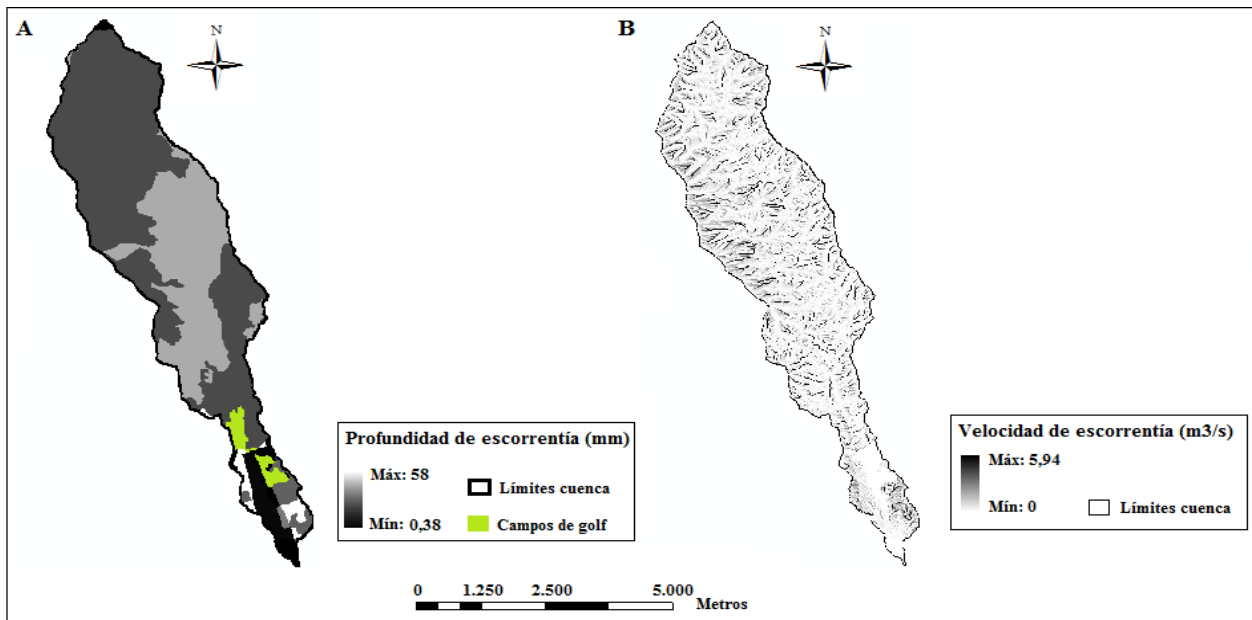


Figura 134. Estimación de la profundidad y velocidad de la escorrentía generada en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza ante las condiciones de partida. Fuente: Elaboración propia.

Se apuntó al comienzo de este apartado que la morfología de la cuenca hidrográfica del río Guadaiza, característicamente alargada y estrecha, suponía un claro indicio de la ocurrencia de fenómenos tectónicos en el pasado. Los procesos compresivos y distensivos generaron una cuenca hidrográfica de aspecto encajado entre las colindantes cuencas hidrográficas del río Verde al este y del río Guadalmina al oeste, hecho que motivó la formación de laderas muy escarpadas en ambas márgenes del río Guadaiza, tal y como puede apreciarse en la figura 135. No obstante, el Factor LS parece informar que las laderas ubicadas en la margen occidental de la cuenca media-alta de dicho río parecen ser más escarpadas que las del margen opuesto, hecho que explicaría el registro de velocidades de escorrentía más energéticas (Fig. 134.B) y, en consecuencia, el registro de mayores procesos erosivos que se originarían en dicha sección (Fig. 133).

El valor máximo de velocidad de escorrentía obtenido en este caso es de $5,95 \text{ m}^3/\text{s}$, prácticamente la mitad que el registrado en la cuenca hidrográfica del río Verde bajo las mismas condiciones de precipitación ($11 \text{ m}^3/\text{s}$), probablemente fundamentado en que el río Guadaiza dispone de una superficie de cuenca de vertiente más limitada con longitudes de pendiente más cortas.

Los resultados obtenidos respecto al volumen de escorrentía generado por unidad de superficie muestran una gran variabilidad (Fig. 134.A), probablemente fundamentada en la diversa naturaleza de los usos del suelo que alberga esta cuenca.

Los valores mínimos (representados en negro) se han registrado, como ya ocurriera en las superficies de cultivo de la cuenca del río Verde, en los mosaicos de cultivo ubicados en la desembocadura del río Guadaiza, fenómeno probablemente relacionado en este caso con el escaso desnivel topográfico que revela esta zona y a su emplazamiento sobre una formación de fluvisoles calcáreos altamente permeables. También se han registrado valores mínimos en una pequeña formación de litosoles de similar naturaleza a los que constituyen la cuenca alta del río Verde, de modo que tal vez se originen procesos de disolución de carbonato cálcico también en esta zona.

El registro de las mayores profundidades de escorrentía en las áreas urbanas y los pastizales naturales ubicados al este de éstas podría residir en la naturaleza estructural de ambos tipos de uso. Las áreas urbanas, configuradas por cimientos pavimentados, y los pastizales naturales, conformados por definición por vegetación herbácea de bajo porte y alto grado de confinamiento, constituyen un escenario muy tendente a la retención de un abundante volumen de escorrentía que se fundamenta en su elevado grado de impermeabilidad. De igual forma que en el caso del río Verde, se registra nuevamente una mayor profundidad de escorrentía en las formaciones boscosas en comparación con las arbustivas, fenómeno que parece correlacionarse con la mayor rugosidad que ejerce la presencia de una densa arboleda respecto a arbustos de bajo porte.

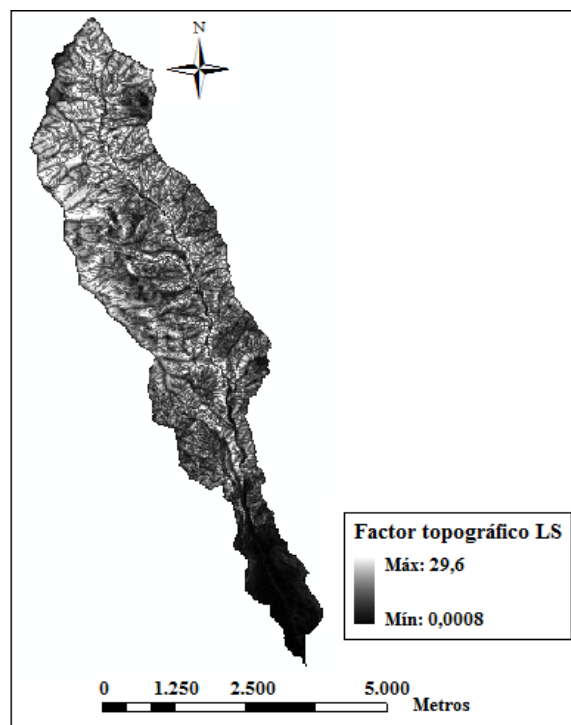


Figura 135. Estimación del factor de longitud de pendiente de la U.S.L.E (Factor LS) en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza. Fuente: Elaboración propia.

Tasa de producción potencial de sedimentos

La figura 136 muestra una estimación del rendimiento sedimentario potencial que desarrollaría la cuenca hidrográfica del río Guadaiza de acuerdo con las condiciones de partida indicadas al comienzo de este apartado, así como la ubicación aquellas fuentes puntuales en las que el sedimento pasaría a formar parte de la red fluvial para su subsecuente transporte hacia el mar.

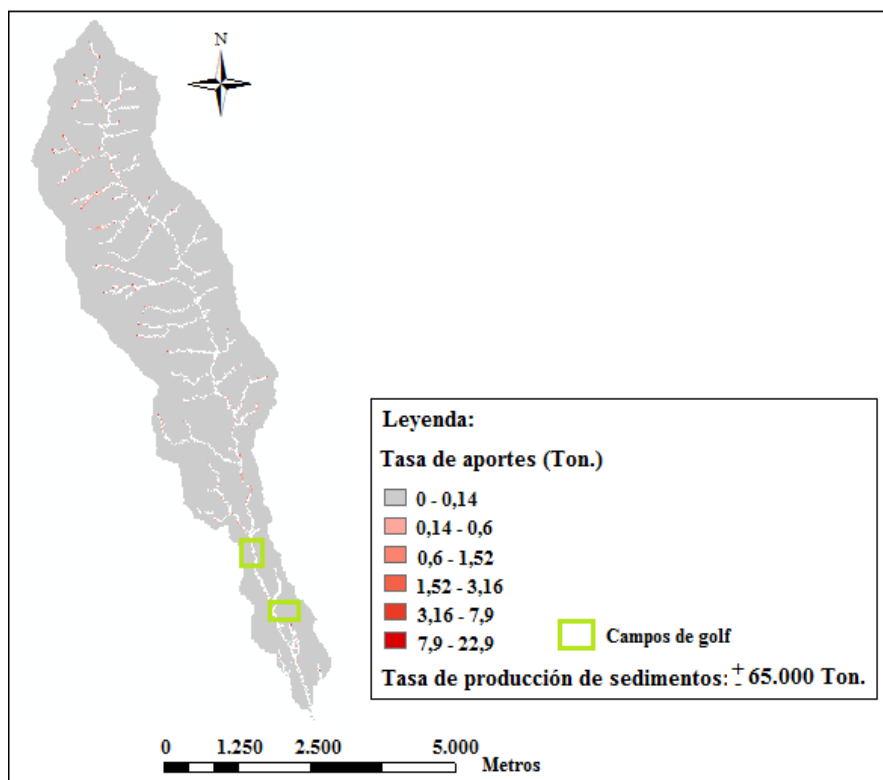


Figura 136. Estimación del rendimiento sedimentario potencial de la cuenca hidrográfica del río Guadaiza. Fuente: Elaboración propia.

A la vista de la figura 136 se observa como las laderas ubicadas en la vertiente occidental de la cuenca hidrográfica del río Guadaiza presentan una mayor actividad sedimentaria potencial que las opuestas, dado por su mayor longitud y grado de pendiente (Factor LS). Dicha actividad se concentra en las superficies arbustivas de la cuenca media y alta, lo cual revelaría cómo la reducción del grado de cobertura vegetal deriva directamente en un aumento de la erosión. Además, la naturaleza edáfica de la cuenca media y alta, de gran impermeabilidad, imprime al suelo la capacidad de albergar potentes flujos de escorrentía que serán los responsables de la removilización y posterior transporte de las partículas de suelo.

El registro de algunas fuentes puntuales de sedimentación en la desembocadura del río Guadaiza se encontraría directamente ligado al emplazamiento de superficies destinadas al cultivo. En esta zona, no obstante, la textura del suelo es más permeable que en la cuenca media y alta, por lo que las tasas de infiltración serán previsiblemente superiores, amortiguando la magnitud del fenómeno erosivo.

Considerando nuevamente la morfología y dimensiones de la cuenca hidrográfica del río Guadaiza, resulta razonable que la estimación de la tasa de pérdida potencial de suelo haya resultado ser significativamente menor a la registrada en la cuenca hidrográfica del río Verde (65.000 Vs. 294.000 Ton.). Este dato indicaría, de una parte, la relación de proporcionalidad directa existente entre la capacidad potencial de producción de sedimentos terrígenos de una cuenca hidrográfica y su superficie de cuenca de vertiente y, por otra parte, que en aquellas áreas de similar naturaleza edáfica y con pendientes, por lo general, muy elevadas, la tipología de usos del suelo se perfila como el agente esencial que regula la dimensión que alcanza el proceso erosivo en términos potenciales. De este modo, los resultados obtenidos en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza se encontrarían amparados en su mayor superficie poblada por vegetación arbórea boscosa y menor superficie de cuenca de vertiente respecto a la cuenca hidrográfica del río Verde.

Cuenca hidrográfica del río Guadalmina

Datos de partida

Topografía

La cuenca hidrográfica del río Guadalmina constituye la más occidental de las cuencas vertientes a la ensenada de Marbella y presenta una morfología estrecha y alargada muy similar a la que describe la cuenca hidrográfica del río Guadaiza aunque con menor grado de compactación, adquiriendo así mayor anchura y, por ende, mayor superficie de cuenca de vertiente (Fig. 137).

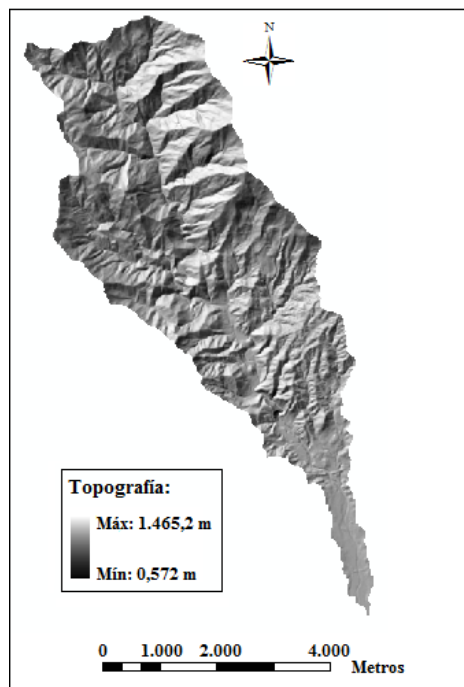


Figura 137. Mapa topográfico de la cuenca hidrográfica del río Guadalmina. Fuente: Elaboración propia a partir del Modelo Digital del Terreno, facilitado por el Instituto Geográfico Nacional.

Según se aprecia en la figura adjunta, las laderas situadas en el margen nororiental del río Guadalmina presentan mayor escarpe que su margen opuesta, fenómeno en sintonía con la ubicación de las laderas de mayor actividad potencial de producción de sedimentos en la anexa cuenca del río Guadaiza (ladera opuesta), lo cual sugiere que será esta zona la que muestre, a priori, mayor actividad sedimentaria potencial.

Nuevamente queda patente como la superficie de glaciis que configura la desembocadura de la red hidrográfica vertiente a la sección occidental de la ensenada de Marbella ha constituido el escenario idóneo para la concentración de usos del suelo de naturaleza artificial, como las zonas urbanas y campos de golf, o con algún interés económico, como las superficies destinadas al cultivo.

Evento de precipitaciones

Tal y como se ha considerado para la totalidad de las cuencas hidrográficas abordadas en el presente estudio, se presenta a continuación el mapa que define el evento de precipitación desencadenante del proceso de pérdida potencial de suelo en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina (Fig. 138).



Figura 138. Evento de precipitaciones considerado en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina.
Fuente: Elaboración propia a partir de los datos extraídos de la Agencia Estatal de Meteorología (A.E.M.E.T).

Datos edáficos

De acuerdo con el Mapa de Suelos de Andalucía a escala 1:400.000 (C.M.A, 2005), la cuenca hidrográfica del río Guadalmina se halla configurada por 4 unidades edáficas, a saber:

1. Fluvisoles calcáreos.
2. Luvisoles crómicos, Cambisoles cálcicos y Litosoles.
3. Cambisoles eútricos, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles.
4. Luvisoles crómicos, Regosoles eútricos y Litosoles con *Phaeozems* y Cambisoles eútricos.

Se presentan a continuación (Tabla 25; Fig. 139) los datos edáficos de partida considerados en el cálculo de la capacidad potencial de producción de sedimentos de la cuenca hidrográfica del río Guadalmina, en la que nuevamente es necesario apuntar la ausencia de tipologías de suelo que difieran a las caracterizadas en los casos anteriores.

Código Suelo WRB	Unidad Edáfica	Textura predominante	Pendiente media (Porcentaje)	Grupo Hidrológico de Suelo (GHS)	Coefficiente de erodibilidad (Tm/acre)
20	Fluvisoles calcáreos	Arenosa-franca	0,09	A	0,1
52	Luvisoles crómicos, Cambisoles cálcicos y Litosoles	Franco-limosa	0,23	B	0,42
52'	Luvisoles crómicos, Cambisoles cálcicos y Litosoles	Franco-limosa	0,22	B	0,42
52''	Luvisoles crómicos, Cambisoles cálcicos y Litosoles	Franco-limosa	0,09	B	0,42
52'''	Luvisoles crómicos, Cambisoles cálcicos y Litosoles	Franco-limosa	0,08	B	0,42
52''''	Luvisoles crómicos, Cambisoles cálcicos y Litosoles	Franco-limosa	0,2	B	0,42
54	Luvisoles crómicos, Regosoles eútricos y Litosoles con <i>Phaeozems</i> y Cambisoles eútricos	Limo-arcillosa	0,46	D	0,36
32	Cambisoles eútricos, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles	Franco-arcillosa	0,23	D	0,31
32'	Cambisoles eútricos, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles	Franco-arcillosa	0,34	D	0,31
32''	Cambisoles eútricos, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles	Franco-arcillosa	0,35	D	0,31

Tabla 25. Datos edáficos de partida considerados para la aplicación de la *M-U.S.L.E* en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina. Fuente: Elaboración propia.

Del mismo modo que se ha observado en la cuenca del río Guadaiza, la cuenca media y alta del río Guadalmina presenta tipologías de suelo de naturaleza más impermeable que los suelos que caracterizan la cuenca baja, lo cual reside se fundamenta en una cuestión geológica y geomorfológica.

La cuenca alta del río Guadalmina se compone principalmente de Luvisoles crómicos con intercalaciones de Regosoles eútricos y Litosoles de textura mayoritariamente arcillosa, elevado Coeficiente de Erodibilidad (Factor K: entre 0,31 y 0,36 Tm/acre) y Grupo Hidrológico de Suelo de tipo D.

Los tipos de suelos que configuran la cuenca baja, es decir, Fluvisoles calcáreos y Cambisoles eútricos, se caracterizan por presentar un mayor grado de permeabilidad que los anteriores motivado por su textura principalmente limosa, franca y arenosa, adquiriendo así baja erodibilidad (Factor K: 0,1 Tm/acre) y Grupos Hidrológicos de Suelo del tipo A y B que informan de la ocurrencia de procesos de infiltración más intensos.

Tales datos informarían de que la cuenca hidrográfica del río Guadalmina constituiría, a priori y considerando únicamente su naturaleza edáfica, un escenario tendente a la producción de sedimentos terrígenos, proceso que será previsiblemente más intenso en la cuenca media y alta que en la zona de desembocadura debido a la presencia de rangos texturales más impermeables en la parte alta de la cuenca.

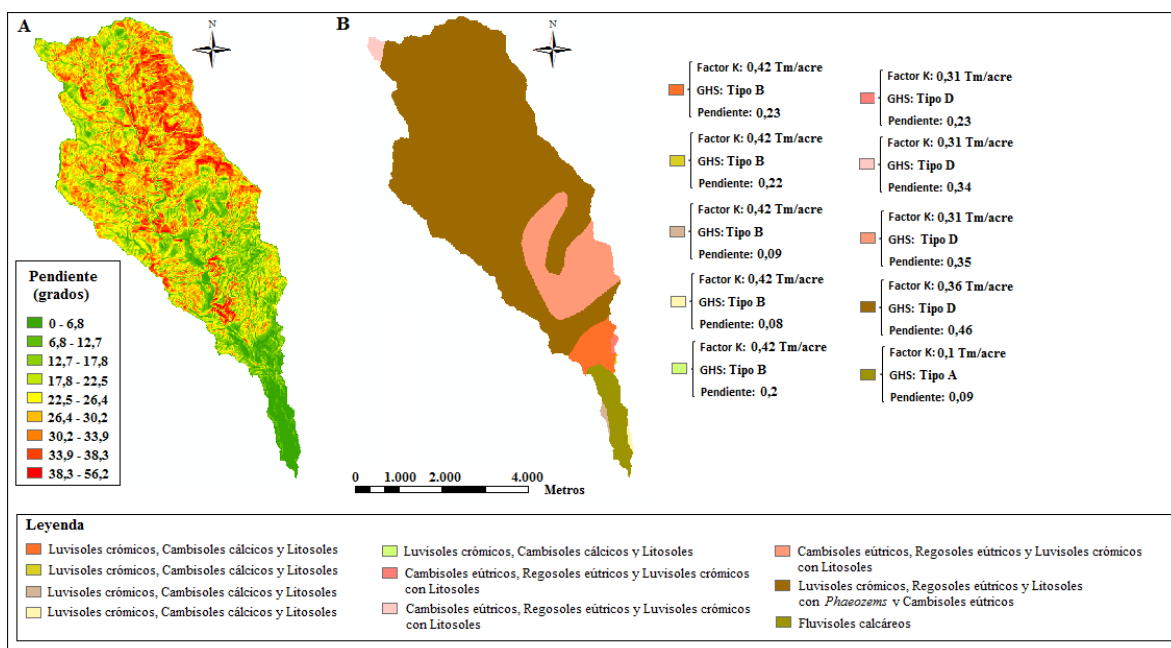


Figura 139. Escenario edáfico de la cuenca hidrográfica del río Guadalmina. La imagen A refleja el mapa de pendientes en grados. La imagen B muestra los datos edáficos de partida considerados para la elaboración de los cálculos oportunos. Fuente: Elaboración propia.

Datos sobre la cobertura y uso del suelo

El Mapa de Usos del Suelo del Proyecto *Corine Land Cover (CLC)* del año 2006 (M.M.A.R.M., 2010) revela 12 tipologías de usos y cobertura del suelo en la cuenca del río Guadalmina, de las que el 58% son de tipo urbano, recreativo o persiguen algún interés económico.

La figura 140 evidencia como el patrón de usos y cobertura vegetal del suelo no difiere sustancialmente del que caracteriza al resto de las grandes cuencas que vierten a la ensenada de Marbella, con intercalaciones de amplias superficies de matorral en la cuenca alta con áreas boscosas de menor dimensión.

La cuenca baja, por su parte, ha constituido el escenario idóneo para el masivo emplazamiento de áreas urbanas y recreativas y de superficies destinadas al cultivo, debido en parte a que la acusada topografía de la cuenca media y alta ha actuado como factor limitante al proceso de expansión urbana. A pesar de ello, la cuenca del río Guadalmina es la única de las que configura la red hidrográfica bajo estudio en la que el proceso de urbanización ha alcanzado la cuenca media, en este caso a través de un pequeño núcleo urbano con campo de golf ubicado en una zona de escasa pendiente rodeada por zonas boscosas.

En este caso, son tres las tipologías de usos del suelo que difieren de las que ya han sido abordadas en los casos anteriores, estas son los Cultivos de secano (*CLC-211*), el Bosque de frondosas (*CLC-311*) y el Bosque mixto (*CLC-313*), recogiendo a continuación (Tabla 26; Fig. 140) los datos de partida relacionados con la tipología de uso del suelo de la cuenca hidrográfica del río Guadalmina que han sido contemplados en el presente análisis.

Tipo de uso	Código CLC06 (EU)	Código LC (USA)	Factor C	Coefficiente de rugosidad de Manning (n)
Tejido Urbano Discontinuo	112	11	1,0	0,015
Zonas en construcción	133	11	1,0	0,015
Campos de golf	142	17	0,01	0,45
Cultivo de secano	211	21	0,32	0,035
Frutales	222	21	0,2188	0,035
Olivares	223	21	0,2413	0,035
Mosaico de cultivos	242	21	0,1585	0,035
Bosque de frondosas	311	42	0,0015	0,6
Bosque de coníferas	312	42	0,0015	0,6
Bosque mixto	313	42	0,0015	0,6
Matorral esclerófilo	323	32	0,0296	0,4
Matorral boscoso	324	32	0,0296	0,4

Tabla 26. Datos de partida sobre el tipo de uso y cobertura vegetal del suelo considerados para la aplicación de la *M-U.S.L.E* en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina. Fuente: Elaboración propia.

Justificación de los valores asignados:

Código de Uso del Suelo (LC code)

En lo que respecta a los Cultivos de secano (*CLC-211*), el sistema Estadounidense de clasificación de usos y cobertura vegetal del suelo ([Anderson et al., 1976](#)), establece que las superficies destinadas al cultivo, a excepción de los viñedos, huertos y otras infraestructuras agrícolas, asumen el código *USGS-21*. Considerando que esta superficie de cultivo en cuestión no alberga ninguna de estas categorías, ya que en tal caso dispondrían de su propia nomenclatura según el *Corine Land Cover*, se ha asignado dicho código a efecto de los cálculos oportunos, de igual modo que se ha llevado a cabo para el resto de superficies de cultivo.

En cuanto a las áreas boscosas, tanto la presencia de Bosque de frondosas (*CLC-311*) como Bosque mixto (*CLC-313*) han sido contemplados como Superficie boscosa, asumiendo así el código *USGS-42*, al igual que los Bosques de coníferas (*CLC-312*).

Factor de cobertura vegetal (Factor C)

En Andalucía, los principales representantes de la agricultura de secano son la vid, el olivo y algunas variedades de cereal. Entre ellos, el más representativo en la Provincia de Málaga en términos de superficie, según reflejan los datos estadísticos publicados por [C.A.P.D.R \(2016b\)](#), es el del cereal y, dentro de éste, el cultivo del trigo como principal exponente del cereal de invierno.

A partir de las categorías de usos del suelo que contempla el *Corine Land Cover* del año 2006, es posible observar que tanto el olivo como la vid presentan su propia agrupación, en este caso *CLC-223* y *CLC-221* respectivamente, descartando que se trate de este tipo de cultivos y estrechando así el cerco hacia el cultivo del cereal. A falta de una información más precisa a partir del *CLC* se decidió visualizar una imagen aérea tomada por la red de satélites *Landsat* de los Estados Unidos en el mes de abril de 2012, detectándose que esta parcela de superficie no registraba en esta fecha la presencia de vegetación incipiente, lo cual hizo pensar que, tal vez, podría tratarse de un cultivo de cereal de primavera, por ejemplo el maíz, cuyo sembrado se realiza entre mediados de marzo y principios del mes de abril ([C.A.P.D.R, 2016a](#)). No obstante, el cultivo del maíz en la provincia de Málaga es muy minoritario, apenas 228 Ha. respecto a las 11.655 Ha. que registró la provincia de Sevilla en el año 2016 ([C.A.P.D.R, 2016b](#)), concentrándose principalmente en el valle del río Guadalquivir, fenómeno que llevó a considerar su desarrollo poco probable en el área de estudio. También se valoró la posibilidad de que se tratara de un cultivo de cereal de invierno, si bien es sabido que el crecimiento de la nueva siembra suele producirse entre los meses de diciembre y enero ([C.A.P.D.R, 2017](#)), por lo que en el mes de abril esta parcela de superficie debería registrar un buen estado vegetativo. Finalmente, se ha considerado que la opción más plausible sería el cultivo de especies leguminosas de grano, localizándose en Marbella algunas empresas que se dedican a su cultivo y distribución, de modo que, dentro de las variedades de secano de cultivo habitual en el área de estudio, ésta podría aproximarse a la realidad. A partir de esta premisa se ha recurrido al estudio de [Panagos et al. \(2015d\)](#), reflejando un valor del Factor C para cultivos de especies leguminosas de 0,32, término que ha sido considerado en esta parcela. Este dato vendría a indicar una mayor susceptibilidad de esta superficie a la erosión que los cultivos de frutales y olivares (Tabla 26), lo cual resultaría plausible considerando que la respuesta habitual de una superficie de secano, independientemente de la naturaleza del cultivo que albergue, es generalmente hacia su compactación, más si cabe en suelos tipo Cambisoles eútricos de textura mayoritariamente franco-arcillosa (Tabla 25).

Respecto a la presencia de superficies boscosas de frondosas y mixtas, se ha considerado un valor del Factor C para ambas de 0,0015, dato reflejado en el citado estudio de Panagos *et al.* para cualquier área boscosa, independientemente de su naturaleza (CLC-31X).

Coefficiente de rugosidad de Manning (n)

Considerando nuevamente lo establecido por Engman (1986) y Vieux (2004), las superficies destinadas al cultivo, independientemente de su naturaleza, presentan un coeficiente de rugosidad de 0,035, de modo que será el valor de rugosidad considerado a efectos de cálculos para el caso de los Cultivos de secano.

De acuerdo con la misma fuente, las superficies boscosas presentarían un mayor valor de rugosidad, en este caso de 0,6, fundamentado en la mayor resistencia que encontraría un flujo superficial al desplazarse a través de un área boscosa densamente poblada. En base a ello, tanto Bosque de frondosas como Bosque mixto asumirán dicho valor del Coeficiente de rugosidad de Manning.

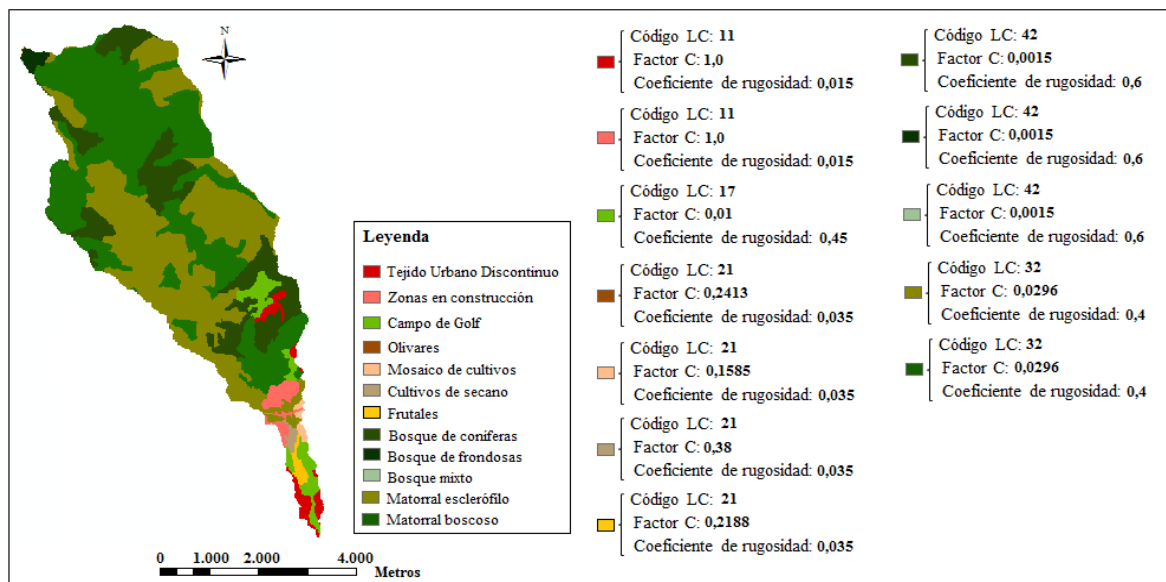


Figura 140. Datos de partida sobre el tipo de uso del suelo y cobertura vegetal considerados en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina. Fuente: Elaboración propia.

Introducción de parámetros adicionales

Prosiguiendo con el argumento contemplado para el resto de cuencas analizadas con anterioridad, las condiciones previas de humedad, cantidad de precipitación y valor del factor de prácticas de conservación de cultivos (Factor P), se han mantenido constantes en el marco del presente estudio.

Resultados obtenidos

Escenario erosivo de la cuenca hidrográfica del río Guadalmina

Se presenta a continuación el escenario erosivo potencial (Fig. 141) que registraría la cuenca hidrográfica del río Guadalmina atendiendo a los datos de partida que han sido expuestos con anterioridad.

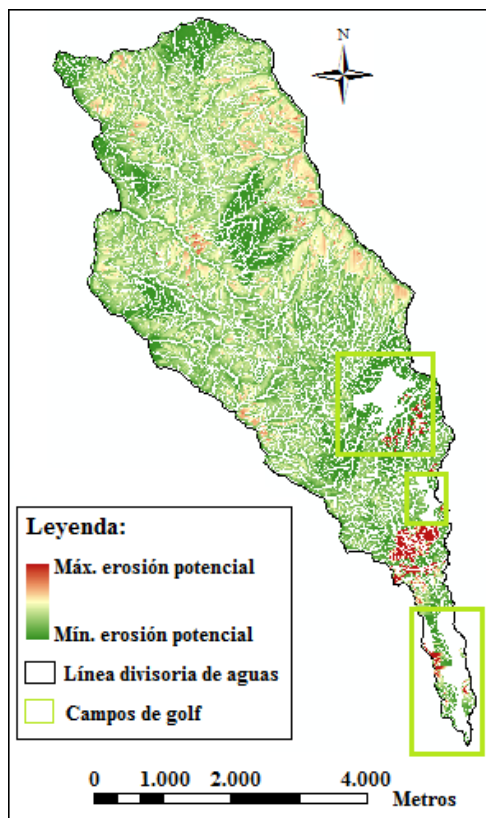


Figura 141. Estimación del escenario erosivo potencial de la cuenca hidrográfica del río Guadalmina.
Fuente: Elaboración propia.

El escenario erosivo potencial que se presenta en la figura adjunta muestra una elevada susceptibilidad a la erosión de forma generalizada en la práctica totalidad de la cuenca, si bien parece ser más intensa en la cuenca media y alta, fenómeno debido a la conjunción de condiciones edáficas favorables para la pérdida potencial de suelo, con rangos texturales mayoritariamente arcillosos y Grupo Hidrológico de Suelo de tipo D de forma generalizada, junto con la predominancia de superficies arbustivas frente a boscosas y pendientes con un elevado nivel de escarpe, capaces de generar escorrentías muy energéticas.

Según se preveía al comienzo de este sub-apartado, las laderas de la margen oriental del río Guadalmina registran más actividad que las situadas en la margen opuesta (representados en color amarillento a rojizo), motivado directamente por la mayor participación que adquiere el Factor LS en esta sección (Fig. 143).

Las áreas de la cuenca alta en las que se registraría un proceso mínimo de pérdida potencial de suelo (representadas en color verde intenso) se hallan directamente correlacionadas con la presencia de áreas boscosas, demostrando nuevamente como la mayor presencia de cobertura vegetal contribuye activamente a amortiguar la magnitud que adquiere el fenómeno erosivo.

Aquellas superficies que registran la máxima susceptibilidad a la erosión se ajustan al emplazamiento de áreas urbanas en la cuenca baja y, excepcionalmente en este caso, en una zona aislada de la cuenca media, debiendo interpretarse más como un dato que relaciona los procesos de construcción y, en definitiva, de artificialización del suelo mediante la ubicación de superficies urbanas con la ocurrencia de procesos erosivos, que hacia la consideración de estas áreas como fuentes puntuales de sedimentación a la red hidrográfica principal.

De forma generalizada es posible extraer que la cuenca hidrográfica del río Guadalmina registra, en términos potenciales, mayor actividad sedimentaria que la colindante cuenca del río Guadaiza, lo cual repercutirá en los términos cuantitativos estimados que se presentarán más adelante, pudiendo advertir además de la especial relevancia de esta cuenca hidrográfica en el contexto sedimentario de la ensenada de Marbella con anterioridad a la implantación de la industria del turismo a mediados del S. XX.

Profundidad y velocidad de la escorrentía superficial

Se muestra a continuación la magnitud que la escorrentía superficial desarrollaría en términos de profundidad (en mm) y velocidad (en m^3/s) en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina a partir del episodio de precipitaciones considerado (Fig. 142).

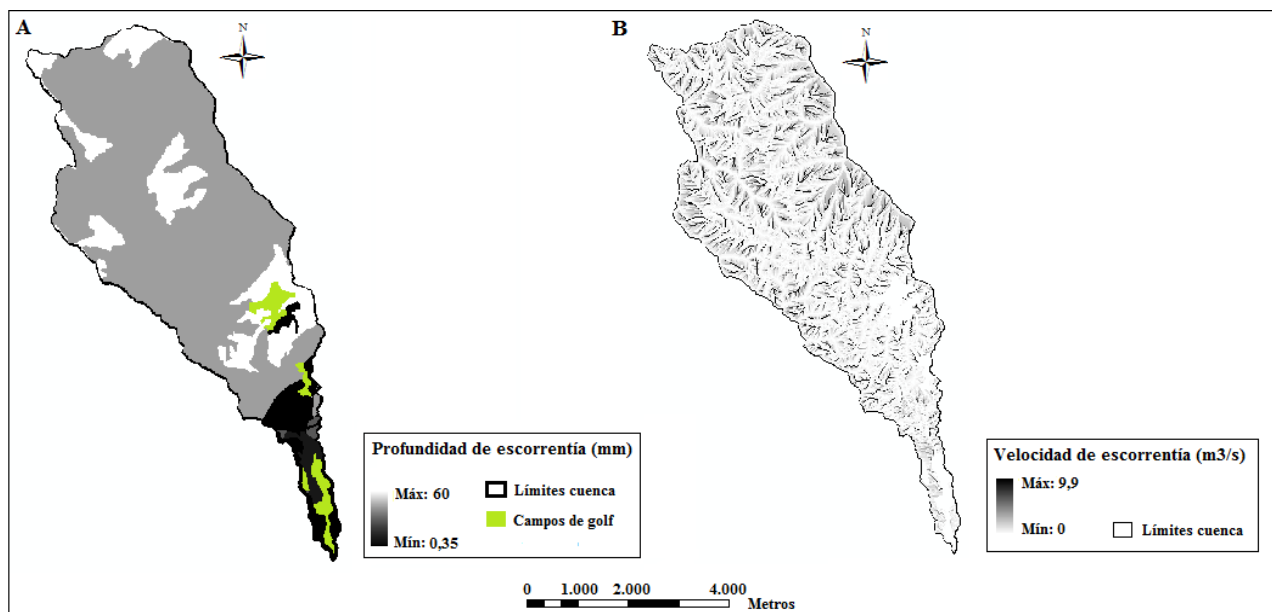


Figura 142. Estimación de la profundidad y velocidad de escorrentía generada en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina ante las condiciones de partida. Fuente: Elaboración propia.

La elevada susceptibilidad de la cuenca hidrográfica del río Guadalmina a la que se hacía referencia en el párrafo anterior queda patente a la vista de la extraordinaria importancia que la escorrentía superficial adquiere a la vista de la figura 142.B, no sólo en términos cuantitativos ($10 \text{ m}^3/\text{s}$), sino también geográficos dado el registro de escorrentías energéticas en la práctica totalidad de la superficie de la cuenca.

Quizás, la escorrentía generada adquiriría una magnitud ligeramente superior en la divisoria de agua que separa las cuencas hidrográficas de los ríos Guadaiza y Guadalmina, fenómeno que corroboraría los elevados valores de pérdida potencial de suelo que se producirían en esta zona. Tales resultados se ajustarían así al valor del Factor LS mostrado en la figura 143, de tal forma que las zonas que presentan valores mínimos de velocidad de escorrentía superficial (representados en blanco) coincidirían con áreas de valle y de planicie con valores prácticamente nulos del factor topográfico.

En lo que respecta a la profundidad de escorrentía, los valores máximos que describen un mayor volumen acumulado por unidad de superficie se registrarían en las áreas boscosas distribuidas a lo largo de la cuenca media y alta, dado su elevado valor del Coeficiente de rugosidad de Manning respecto a otros tipos de usos del suelo, sin novedad respecto a la tendencia observada en el resto de las cuencas analizadas.

De acuerdo con la información mostrada en la figura 142.A, se observa como las áreas boscosas que se distribuyen a lo largo de la cuenca media y alta registrarían valores máximos de profundidad de escorrentía, amparados en la elevada resistencia que el flujo superficial encontraría en su desplazamiento a lo largo de dichas zonas dado su elevado valor del Coeficiente de rugosidad de Manning. Las superficies pobladas por arbustos registrarían menores valores de volumen por unidad de superficie que las áreas boscosas aunque serían igualmente elevados, fundamentado este fenómeno en la menor resistencia que la escorrentía superficial experimentaría en su transcurso a lo largo de la pendiente de las laderas pobladas por arbustos (nótese que los Coeficientes de rugosidad de Manning para ambas superficies de vegetación son 0,6 y 0,4 respectivamente). Al comparar esta tendencia con la obtenida en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza es posible observar como la escorrentía superficial parece adquirir una mayor magnitud de profundidad en la cuenca del río Guadalmina, fenómeno que posiblemente se ampare en que ésta presenta una mayor superficie de Luvisoles crómicos, de textura mayoritariamente limo-arcillosa, que configura la práctica totalidad de la superficie de su cuenca media y alta, siendo así más susceptible a la erosión por acción de la escorrentía superficial.

Los valores mínimos de profundidad de escorrentía se registran en la cuenca baja, incluyendo las áreas urbanas y las superficies destinadas al cultivo, probablemente debido a que la pendiente en la zona de desembocadura del río Guadalmina es prácticamente nula. En esta zona se ubican además un amplio número de campos de golf (representados en color verde), mostrando en su conjunto una ausencia de registros que denotaría algún tipo de distorsión, del mismo modo que también muestra en el caso de los embalses.

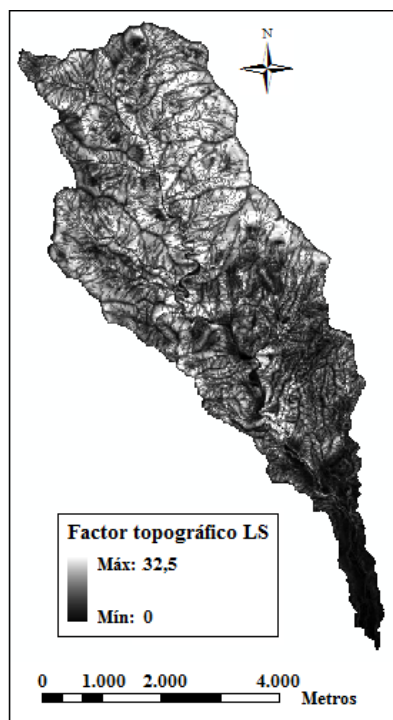


Figura 143. Estimación del factor de longitud de pendiente de la *U.S.L.E* (Factor LS) en la cuenca hidrográfica del río Guadalmina. Fuente: Elaboración propia.

Tasa de producción potencial de sedimentos

Se presenta a continuación una estimación cuantitativa del rendimiento sedimentario potencial, en toneladas, que registraría la cuenca del río Guadalmina, y en color rojo las posibles fuentes de sedimentación a la red hidrográfica principal (Fig. 144).

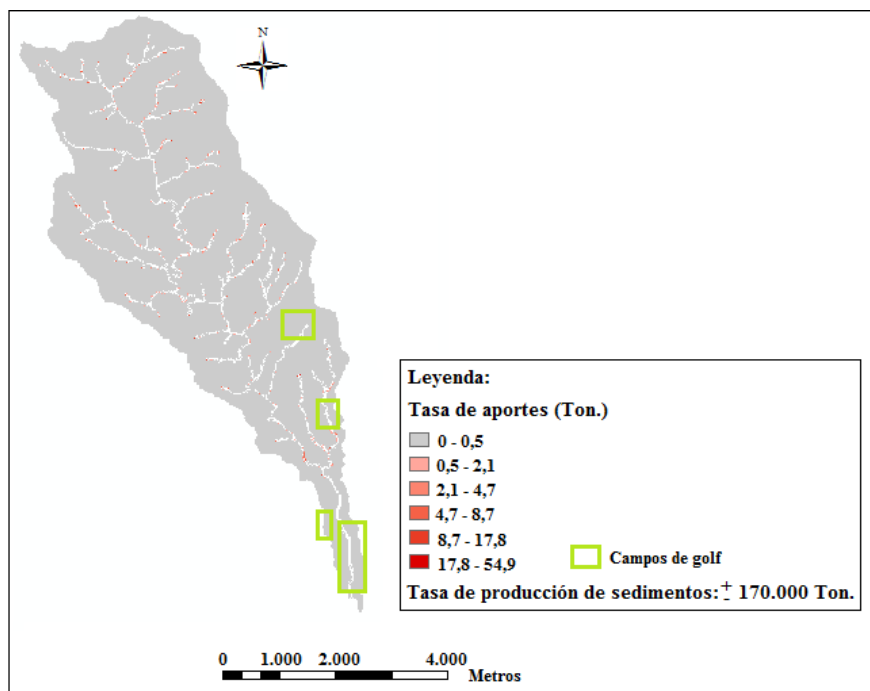


Figura 144. Estimación del rendimiento sedimentario potencial de la cuenca hidrográfica del río Guadalmina. Fuente: Elaboración propia.

La figura adjunta contrastaría la información presentada en la descripción del escenario erosivo potencial de la cuenca del río Guadalmina (Fig. 141), en la que la mayor densidad de fuentes de sedimentación al curso fluvial se registrarían en las laderas situadas en la vertiente nororiental de la cuenca. No obstante, se observa como la red de afluentes situados a lo largo de la cuenca alta y media también registran una elevada actividad sedimentaria, debido a la impermeabilidad de los sedimentos que componen el suelo y la ausencia de una cobertura vegetal densa, lo cual advierte de la necesidad de tener en cuenta, no sólo el comportamiento hidrológico de la red hidrográfica principal, sino también la secundaria, pues constituyen las verdaderas rutas por las que el sedimento llega a la red principal para su subsecuente transporte hacia el mar.

En lo que respecta a los campos de golf (recuadro verde), se observa como la mayoría de ellos han sido ubicados junto a diferentes afluentes que muestran una escasa actividad sedimentaria según arrojan los resultados obtenidos, lo cual podría suponer, a priori, una actuación que no debería entrañar efectos significativamente adversos sobre la dinámica sedimentaria de la cuenca baja. Como excepción a este apunte sería necesario destacar el caso del campo de golf ubicado en el tramo final del río Guadalmina, el cual supone el de mayor superficie y se extiende a lo largo de ambos márgenes del río, de forma similar al que se ubica en la desembocadura del río Real, de modo que éste sí podría ser causa de una posible alteración en los procesos que rigen la dinámica sedimentaria de la cuenca.

En relación a la tasa potencial de producción de sedimentos estimada para la cuenca hidrográfica del río Guadalmina, es preciso apuntar que se trataría de la segunda cuenca de las que vierten a la ensenada de Marbella con mayores registros, superada en su caso por la capacidad de producción de sedimentos terrígenos registrada en la cuenca hidrográfica del río Verde (170.000 Vs. 294.000 Ton.). Ello denotaría la estrecha relación de proporcionalidad existente entre la superficie de cuenca de vertiente y el rendimiento sedimentario potencial y además situaría esta cuenca, junto con la cuenca del río Verde, como aquellas que mayor contribución han desempeñado en el contexto sedimentario de la ensenada de Marbella.

Cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá

Hasta el momento, se ha focalizado la atención en el análisis de la actividad sedimentaria potencial que registraría la red hidrográfica principal que vierte a la ensenada de Marbella. No obstante, es preciso apuntar que la red de arroyos que vierten al sistema litoral, y que vertían a mediados del S. XX con anterioridad a la masiva artificialización de la línea de costa, han desempeñado con suficiente probabilidad un importante papel en la dinámica sedimentaria del área de estudio. Es el caso, entre otros, del arroyo Benavolá, situado entre los ríos Verde y Guadaíza. Su desembocadura, como todas, ha sido objeto de una elevada presión de usos del suelo de naturaleza artificial que ha terminado por distorsionar su comportamiento hidrológico.

Sin embargo, la ocurrencia de fenómenos de bajas presiones especialmente intensos parece activar su red hidrográfica, registrando pequeñas riadas que, se cree, supongan una modesta fuente de aporte sedimentario al sistema litoral. De este modo, se ha procedido a estimar cuál sería su rendimiento sedimentario potencial ante las mismas condiciones de partida que han sido consideradas en los casos anteriores, presentándose en primer lugar los datos de partida y, a continuación, los resultados obtenidos.

Datos de partida

Topografía

Se presenta a continuación el mapa que define la topografía de la cuenca del arroyo Benavolá (Fig. 145), como resultado de la unión de las hojas número 1065 y 1072 del Mapa Topográfico Nacional.

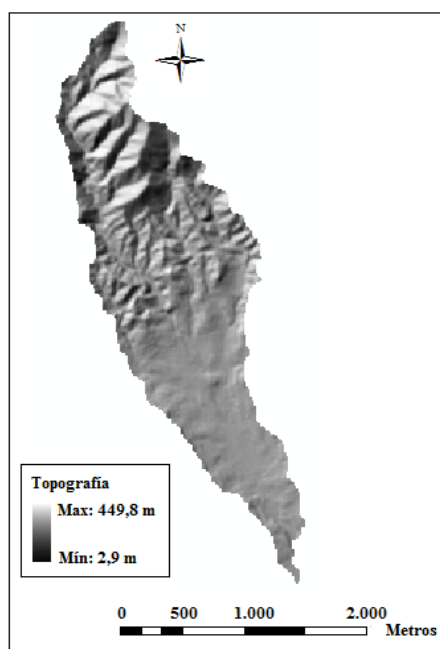


Figura 145. Mapa topográfico de la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá. Fuente: Elaboración propia a partir del Modelo Digital del Terreno, facilitado por el Instituto Geográfico Nacional.

Tal y como resultaba previsible, la topografía de la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá es menos acusada que la que configura las cuencas de los principales ríos dado que, en este caso, su cuenca de vertiente no llega a contactar con los Sistemas Béticos. No obstante, y a pesar de tratarse de un arroyo, su cota de máxima altura se sitúa en 450 metros aproximadamente sobre el nivel del mar, lo cual podría resultar en el registro de escorrentías moderadamente energéticas, responsables del registro de cierta capacidad potencial de producción de sedimentos. Se observa como la cuenca baja es prácticamente llana, debido al extenso depósito de glaciares que configura la sección occidental de la ensenada de Marbella, articulando un escenario idóneo para la implantación de usos del suelo de tipo urbano y recreativo.

Evento de precipitaciones

Se muestra a continuación el mapa que define el evento de precipitación desencadenante del proceso de pérdida de suelo en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá (Fig. 146).

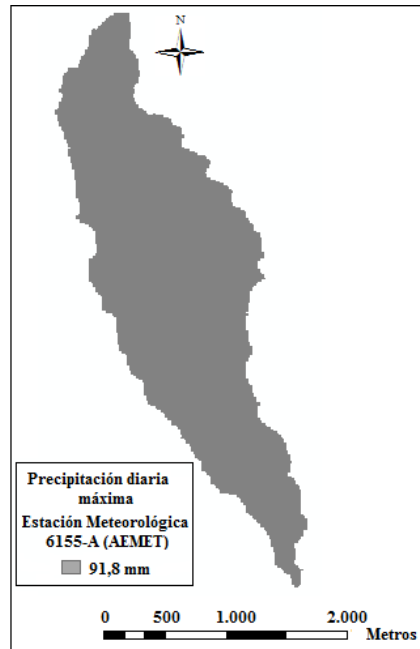


Figura 146. Evento de precipitaciones considerado en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá.
Fuente: Elaboración propia a partir de los datos extraídos de la Agencia Estatal de Meteorología (A.E.M.E.T).

Datos edáficos

De acuerdo con el Mapa de Suelos de Andalucía a escala 1:400.000 (C.M.A, 2005), la cuenca del arroyo Benavolá revela 4 unidades edáficas, a saber:

1. Fluvisoles calcáreos.
2. Luvisoles crómicos con Cambisoles cálcicos y Litosoles.
3. Cambisoles eútricos, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles.
4. Luvisoles crómicos, Regosoles eútricos y Litosoles con *Phaeozems* y Cambisoles eútricos.

Tal y como era previsible, la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá carece de unidades edáficas que no hayan sido caracterizadas, presentándose a continuación (Tabla 27; Fig. 147) los datos de partida considerados para cada tipología de suelo que configura la superficie de la cuenca.

Código Suelo WRB	Unidad Edáfica	Textura predominante	Pendiente media (Porcentaje)	Grupo Hidrológico de Suelo (GHS)	Coefficiente de erodibilidad (Tm/acre)
20	Fluvisoles calcáreos	Arenosa-franca	0,14	A	0,1
20'	Fluvisoles calcáreos	Arenosa-franca	0,29	A	0,1
20''	Fluvisoles calcáreos	Arenosa-franca	0,09	A	0,1
32	Cambisoles eútricos, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles	Franco-arcillosa	0,30	D	0,31
52	Luvisoles crómicos con Cambisoles cálcicos y Litosoles	Franco-limosa	0,1	B	0,42
54	Luvisoles crómicos, Regosoles eútricos y Litosoles con <i>Phaeozems</i> y Cambisoles eútricos	Limo-arcillosa	0,39	D	0,36

Tabla 27. Datos edáficos de partida considerados para la aplicación de la *M-U.S.L.E* en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá. Fuente: Elaboración propia.

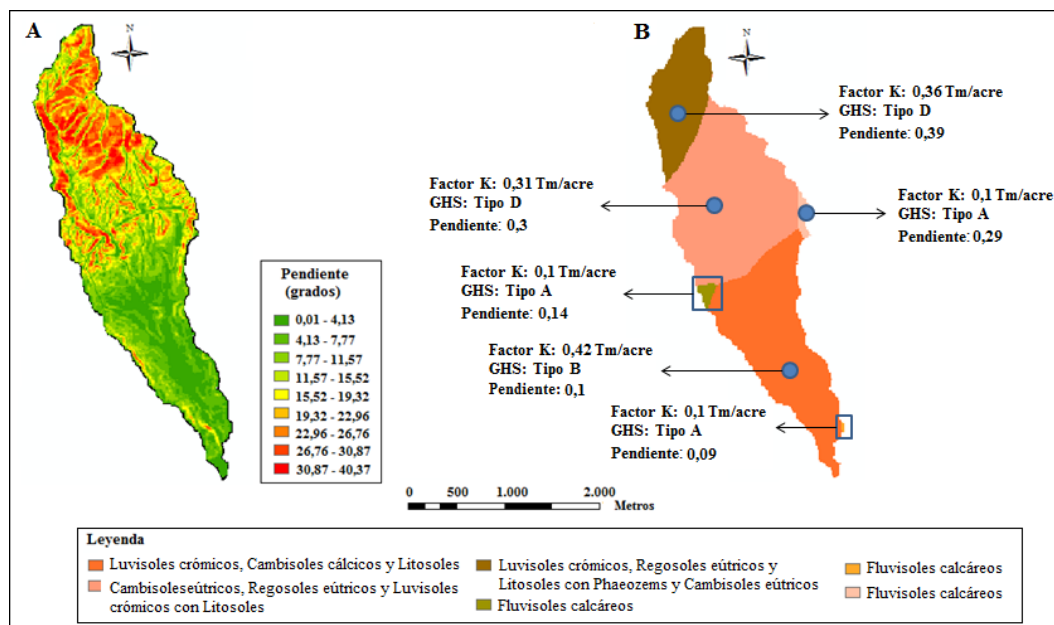


Figura 147. Escenario edáfico de la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá. La imagen A refleja el mapa de pendientes en grados. La imagen B muestra los datos edáficos de partida considerados para la elaboración de los cálculos oportunos. Fuente: Elaboración propia.

A la vista de la figura 147 es posible observar la presencia de dos escenarios claramente diferenciados, de una parte la cuenca alta, con Grupos Hidrológicos de Suelo de tipo D y elevados valores de erodibilidad, y por otra parte la cuenca baja, con Grupos Hidrológicos de Suelo de tipo A y B y menor erodibilidad. De este modo, la cuenca alta sería más susceptible a albergar procesos erosivos de mayor intensidad que la cuenca baja, en donde sería más probable la ocurrencia de procesos de infiltración.

Datos sobre la cobertura y uso del suelo

De acuerdo con el Mapa de Usos del Suelo del Proyecto *Corine Land Cover (CLC)* del año 2006 (M.M.A.R.M., 2010), la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá presenta 6 tipologías de usos y cobertura del suelo, tal y como muestra la tabla 28.

En su desembocadura se localiza una pequeña parcela categorizada como Zona Portuaria (CLC-123). Se trata de una fracción muy pequeña de Puerto Banús, reflejado en este caso debido a que las construcciones del complejo portuario han invadido una fracción de superficie de la desembocadura del arroyo Benavolá. Según el sistema de clasificación de usos del suelo de los Estados Unidos ([Anderson et al. 1976](#)), esta categoría suele circunscribirse a la presencia de zonas urbanas, de modo que no es habitual la realización de distinciones entre ambas. El *Corine Land Cover*, por su parte, si establece diferencias entre ambos tipos de usos, si bien quedará patente a continuación (Tabla 28; Fig. 148) que, en términos prácticos, únicamente las diferenciará el código de uso del suelo que las define.

Tipo de uso	Código CLC06 (EU)	Código LC (USA)	Factor C	Coefficiente de rugosidad de Manning (n)
Tejido Urbano Discontinuo	112	11	1,0	0,015
Zona portuaria	123	14	1,0	0,015
Campos de golf	142	17	0,01	0,45
Bosque de coníferas	312	42	0,0015	0,6
Matorral esclerófilo	323	32	0,0296	0,4
Matorral boscoso	324	32	0,0296	0,4

Tabla 28. Datos de partida sobre el tipo de uso y cobertura vegetal del suelo considerados para la aplicación de la M-U.S.L.E en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá. Fuente: Elaboración propia.

Justificación de los valores asignados:

Código de Uso del Suelo (LC code)

Según la información proporcionada por el *Corine Land Cover*, las Zonas portuarias (CLC-123) se definen como infraestructuras artificiales destinadas al transporte, comunicación o comercio. El sistema de clasificación de usos del suelo establecido por [Anderson et al. \(1976\)](#) en los Estados Unidos lo interpreta de forma muy similar, considerándolo bajo la categoría y código de uso Transporte, Comunicación y Comercio (USGS-14), el cual será asumido al objeto del presente análisis.

Factor de cobertura vegetal del suelo (Factor C)

Considerando la naturaleza artificial de las instalaciones portuarias, y que éstas además se hallan conexas con las zonas urbanas, se ha procedido a asignar el mismo valor del coeficiente de cobertura vegetal del suelo que define las áreas urbanizadas (Factor C: 1).

Coefficiente de rugosidad de Manning (n)

En lo que respecta al coeficiente de rugosidad de Manning para zonas portuarias, se ha asumido que la naturaleza estructural del tipo de asfalto que configura una zona portuaria no difiere en gran medida del pavimento que articula las zonas urbanas (cemento), adquiriendo así un valor de rugosidad de 0,015.

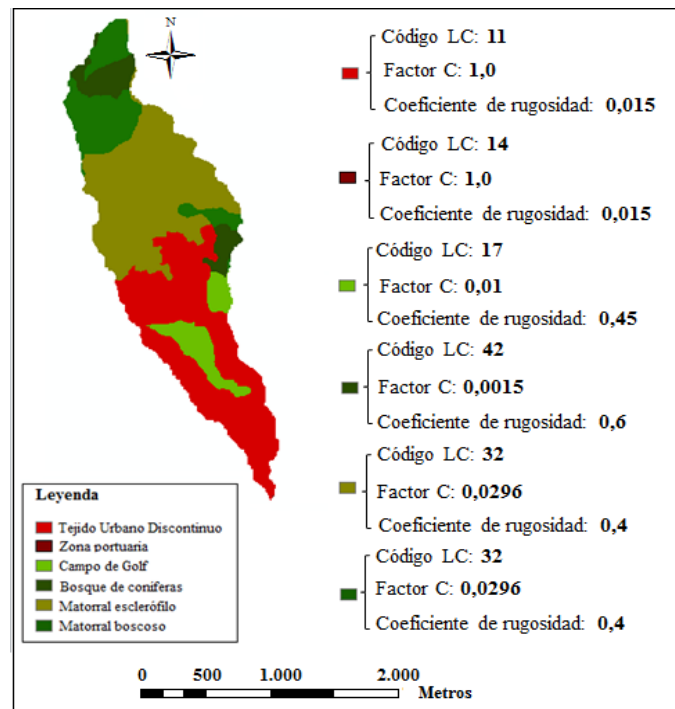


Figura 148. Datos de partida sobre el tipo de uso del suelo y cobertura vegetal considerados en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá. Fuente: Elaboración propia.

Introducción de parámetros adicionales

Al igual que en los casos anteriores, las condiciones previas de humedad, cantidad de precipitación y valor del factor de prácticas de conservación de cultivos se han mantenido constantes.

Resultados obtenidos

Escenario erosivo de la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá

Se presenta a continuación el escenario de pérdida potencial de suelo registrado en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá (Fig. 149) de acuerdo con los datos de partida considerados.

Los resultados obtenidos muestran una cuenca alta con escasa susceptibilidad a albergar procesos de pérdida potencial de suelo (representado en color verde), lo cual resulta ciertamente sorprendente. A pesar de que la cuenca alta dispone de unas condiciones edáficas favorables para la ocurrencia de fenómenos erosivos ante la formación de escorrentía, recordemos la elevada erodibilidad y el registro de Grupos Hidrológicos de Suelo de tipo D, ésta registra no obstante valores mínimos de susceptibilidad a la erosión quizás debido a que la orografía (Factor LS; Fig. 151) no adquiere en este caso la suficiente magnitud en comparación con las grandes cuencas hidrográficas que sí se internan en los Sistemas Béticos. Por otra parte, la ausencia de superficies destinadas al cultivo podría haber contribuido al escaso registro de episodios erosivos en la cuenca alta.

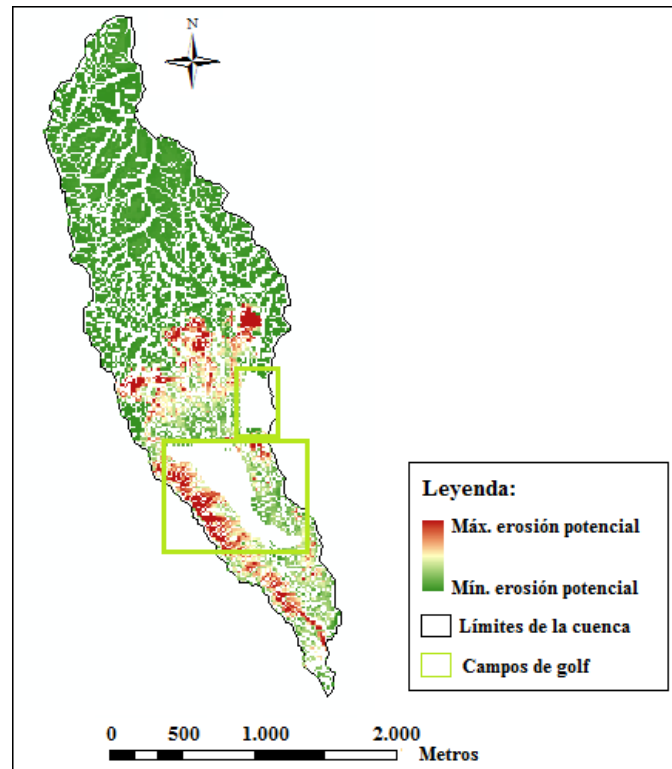


Figura 149. Estimación del escenario erosivo potencial de la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá.
Fuente: Elaboración propia.

La mayor susceptibilidad a la erosión (representada en color rojo) se registra en la cuenca baja, asociada al emplazamiento de áreas urbanas discontinuas. Estos procesos parecen adquirir mayor magnitud en las zonas de ladera que separan la cuenca alta y baja, visibles en la figura 145, quizás debido a que en esta zona la pendiente sufre un fuerte decrecimiento en una superficie muy reducida, y en la margen occidental del tramo de desembocadura, también de cierta pendiente según informa la figura 147.A.

Los campos de golf cobran cierta importancia en esta cuenca, representados por dos grandes superficies caracterizadas, al igual que en los casos anteriores, por una ausencia de registros que podría estar informando de la distorsión de la dinámica sedimentaria continental ante la presencia de este tipo de infraestructuras artificiales.

Profundidad y velocidad de la escorrentía superficial

Se presenta a continuación la magnitud que la escorrentía superficial desarrollaría, en términos de profundidad (en mm) y velocidad (en m^3/s), en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá a partir del episodio de precipitaciones considerado (Fig. 150).

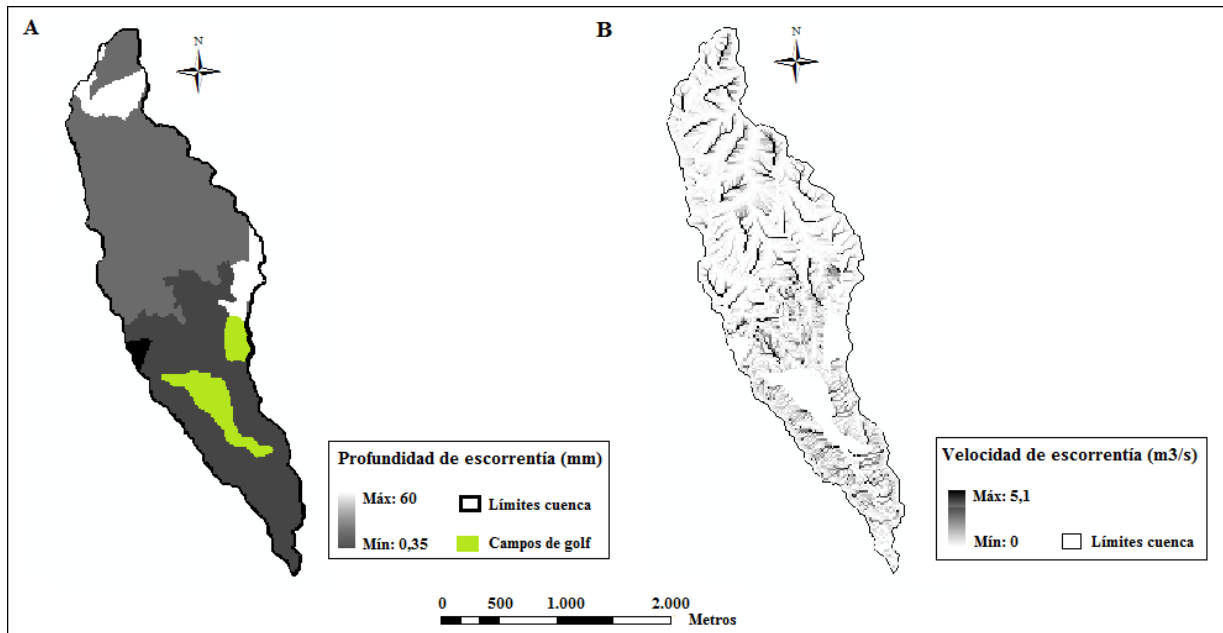


Figura 150. Estimación de la profundidad y velocidad de escorrentía generada en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá ante las condiciones de partida. Fuente: Elaboración propia.

La figura 150.B revela la formación de escorrentías de cierta intensidad de forma generalizada a lo largo de la superficie de la cuenca. La escorrentía generada en la cuenca alta coincide con las zonas de mayor orografía de la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá. La cuenca baja, registra las mayores velocidades de escorrentía en la franja de cierta pendiente que recorre la margen occidental próxima a la divisoria de aguas. La práctica totalidad de esta superficie se halla ocupada por áreas urbanas discontinuas, de modo que la información proporcionada en las figuras 149 y 150.B podría servir para identificar aquellas áreas urbanas que presentan un riesgo potencial a las inundaciones y la erosión.

A pesar de registrar escorrentías de cierta intensidad, la profundidad que adquiere es generalmente baja en la práctica totalidad de la cuenca (Fig. 150.A). Se observa cierta correlación entre los valores de volumen de escorrentía por unidad de superficie registrados y el que muestra el coeficiente de rugosidad de Manning, lo cual explicaría los valores máximos que muestran las zonas boscosas, medios las zonas arbustivas y mínimos (menos rugosos) las áreas urbanas.

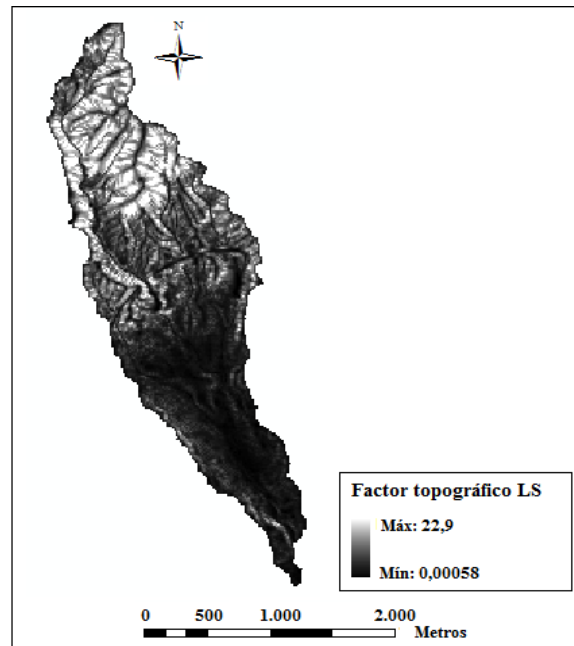


Figura 151. Estimación del factor de longitud de pendiente de la *U.S.L.E* (Factor LS) en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá. Fuente: Elaboración propia.

Tasa de producción potencial de sedimentos

Se presenta a continuación (Fig. 152) una estimación, en términos cuantitativos, del rendimiento sedimentario potencial de la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá (en Ton.), así como la ubicación de aquellas fuentes puntuales en las que el sedimento podría pasar a formar parte de la red fluvial para su posterior transporte hacia el mar.

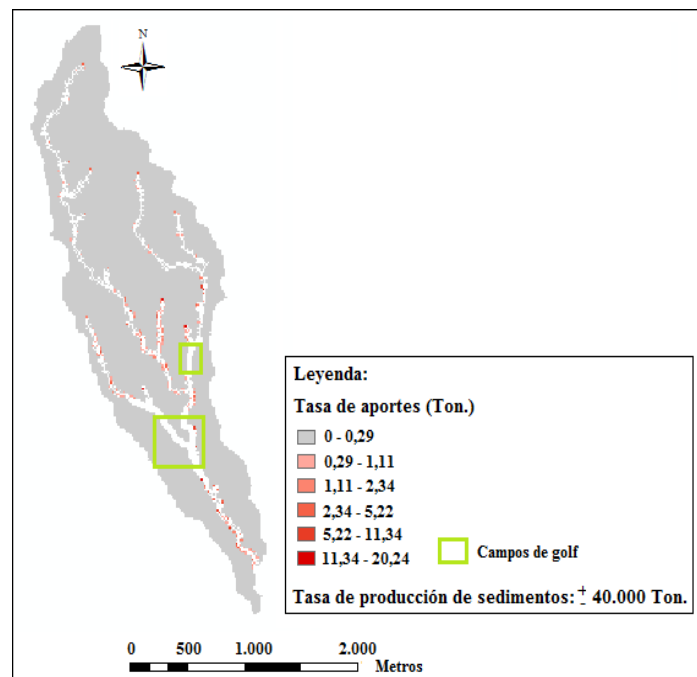


Figura 152. Estimación del rendimiento sedimentario potencial de la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá. Fuente: Elaboración propia.

Los resultados obtenidos revelan que los procesos de pérdida potencial de suelo en la cuenca baja del arroyo Benavolá se encuentran directamente ligados al emplazamiento de laderas con cierto grado de pendiente en la margen occidental de su desembocadura, constituyendo la fuente más probable de los sedimentos potencialmente transportados hasta el tramo final del arroyo Benavolá, representado en la imagen en color rojo. construcciones en su cuenca baja. La elevada susceptibilidad a la erosión de la zona de contacto entre la cuenca alta y baja se traduciría finalmente en la elevada tasa de aporte que se observa en el curso fluvial principal, si bien es posible que dicha susceptibilidad a la erosión también se encuentre influenciada por la presencia de zonas urbanas.

La cuenca alta, sorprendentemente, registraría escasas fuentes potenciales de sedimentación a pesar de constituir la zona orográficamente más activa de toda la cuenca, quizás debido a una densidad de cobertura vegetal más continua que en casos anteriores.

La tasa total registrada, aun reflejando quizás un sobredimensionamiento del fenómeno erosivo ejercido por la masiva artificialización de la cuenca baja, evidenciaría en términos potenciales que la superficie de cuenca de vertiente constituye un factor esencial en la magnitud cuantitativa que adquiere el fenómeno erosivo. Este dato revelaría, a su vez, que el arroyo Benavolá podría haber desempeñado un rol muy activo en el proceso de aporte de sedimentos al sistema litoral en una etapa previa a la ocurrencia de las grandes intervenciones sobre los recursos del suelo. Este fenómeno podría además extrapolarse a otros arroyos, como el del Chopo o aquellos que vertían en el pasado en las dunas de Artola, en la actualidad completamente desactivados, lo cual serviría para apoyar la hipótesis de que todos ellos también pudieron registrar cierto grado de participación como fuente de aporte de sedimentos terrígenos al sistema litoral de la ensenada de Marbella.

3.3 Resultados obtenidos a partir del análisis granulométrico de sedimentos

3.3.1 Contextualización de los resultados obtenidos

Los resultados obtenidos mediante el método de tamizado revelan la predominancia de texturas arenosas finas frente a gruesas, fenómeno congruente en aquellos sistemas naturales en los que existe una amplia distancia entre la fuente original de aporte y la zona de depósito. El origen de las clases de tamaños más gruesas podría encontrarse asociado a la actividad sedimentaria ejercida por el sistema fluvial más cercano y que actúa como punto de partida de la sección bajo estudio, la cuenca hidrográfica del río Real, junto con la red de arroyos que se activan puntualmente en momentos de elevada pluviosidad.

Ta y cómo se apuntó en el Capítulo 1.1.3.2, el cauce principal del río Real no se encuentra intervenido por obras de ingeniería hidráulica pero sí, en cambio, por un campo de golf que abarca su desembocadura y que podría estar infiriendo un efecto de sellado sedimentario a los aportes terrígenos procedentes de la cuenca alta, según sugieren los resultados obtenidos mediante la aplicación de la *M-U.S.L.E.*, siendo interesante en este contexto analizar la distribución granulométrica que prosiguen las muestras más cercanas a la desembocadura de dicho sistema fluvial.

Considerando el criterio de [Zhang et al. \(2015b\)](#), la predominancia de texturas arenosas finas frente a gruesas debería traducirse en el registro de un buen grado de clasificación o *sorting*. Los resultados obtenidos (Fig. 153) revelan que el 95,34% de las muestras analizadas presentan un grado de clasificación situado entre el rango de ‘moderadamente bueno’ y ‘muy bueno’, datos que sugieren que los mecanismos de transporte de sedimentos podrían estar contribuyendo a la construcción y estabilización del sistema playa-duna de la sección bajo estudio.

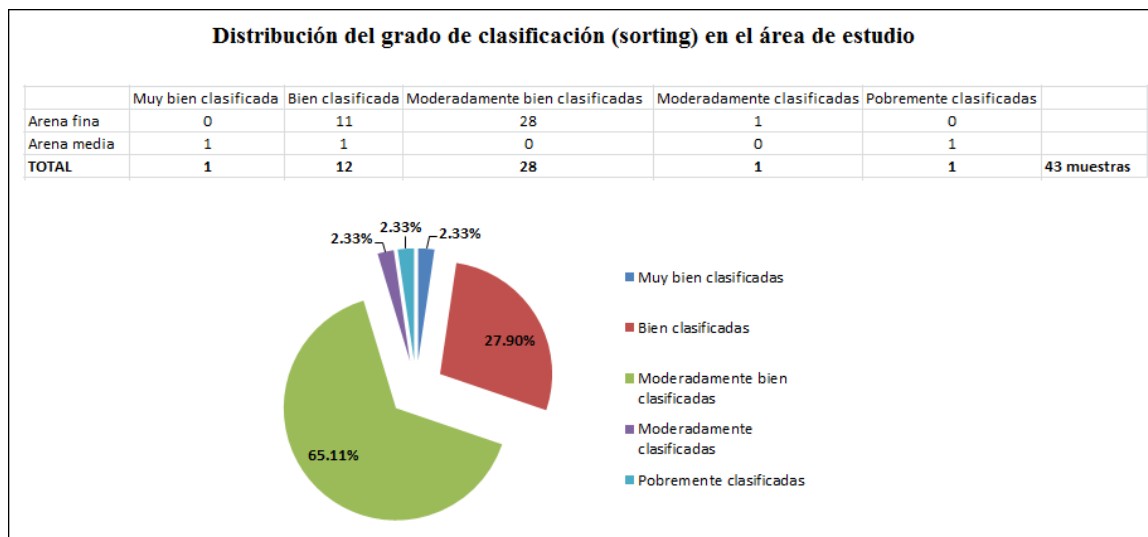


Figura 153. Distribución del grado de clasificación (*sorting*) de las muestras de sedimento colectadas en el área de muestreo. Fuente: Elaboración propia.

En lo que respecta al grado de asimetría o *skewness*, la predominante presencia de texturas arenosas finas debería indicar, según Boggs (2009; Fig. 92), el registro de valores de asimetría positiva, es decir, con predominancia de texturas finas frente a gruesas (cola de finos). En este sentido, el 53,49% (23 muestras) de las muestras analizadas registran asimetría positiva (cola de finos), frente al 44,18% (19 muestras) que muestran asimetría negativa (cola de gruesos) y el 2,33% (1 muestra) que resulta ser simétrica (Fig. 154), coincidiendo ésta con la única que registra un moderado grado de clasificación. Ello indicaría, a priori, una ligera predominancia de tamaños finos frente a gruesos, si bien este parámetro debe ser interpretado con precaución.

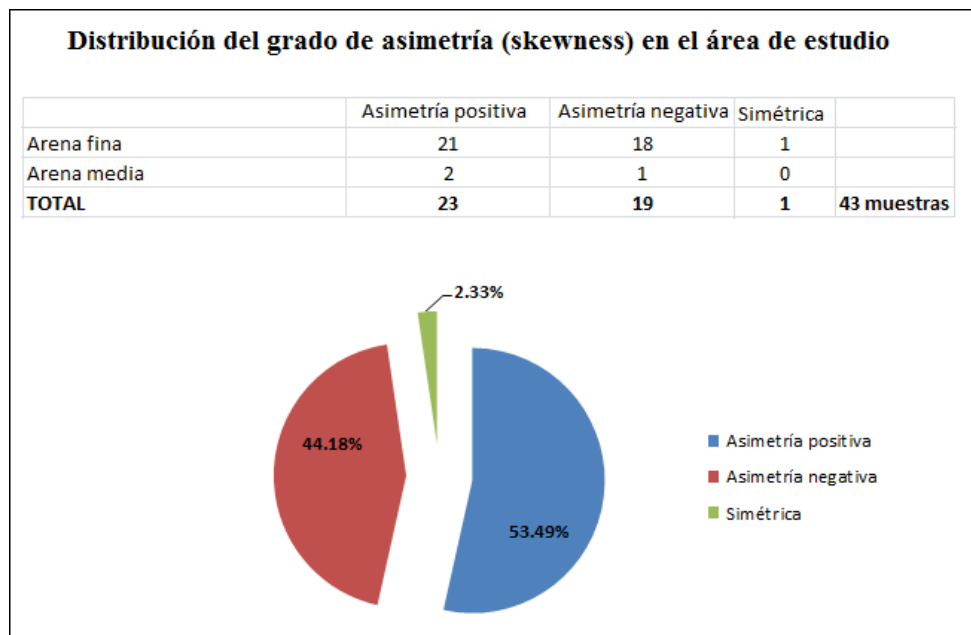


Figura 154. Distribución del grado de asimetría (*skewness*) de las muestras de sedimento colectadas en el área de muestreo. Fuente: Elaboración propia.

Los valores obtenidos en relación al parámetro de la curtosis revelan el predominio de muestras platicúrticas (Fig. 155) respecto a leptocúrticas, encontrándose el 83,72% (36 muestras) de las muestras de sedimento analizadas entre el rango de ‘platicúrtica’ y ‘muy platicúrtica’. De acuerdo con Arias *et al.* (2012; Fig. 93), ello indicaría que no suelen registrarse diferencias muy significativas entre las fracciones de peso retenidas en las clases de tamaño predominantes, por lo que este tipo de muestras se encontrarán previsiblemente entre el rango de *sorting* de ‘moderadamente bueno’ o ‘bueno’. Un grado de clasificación óptimo, por el contrario, tenderá a registrarse en muestras ‘muy leptocúrticas’, caracterizadas por presentar una clase de tamaños que destaca notablemente sobre el resto en términos de la fracción de peso que alberga. En este sentido, el 13,95% (6 muestras) responde a un rango ‘muy leptocúrtico’, mientras que, finalmente, el 2,33% (1 muestra) restante se ajustaría a un valor ‘mesocúrtico’, término acorde al registro de fracciones de peso que se reparten entre un mayor número de clases de tamaños que el resto.

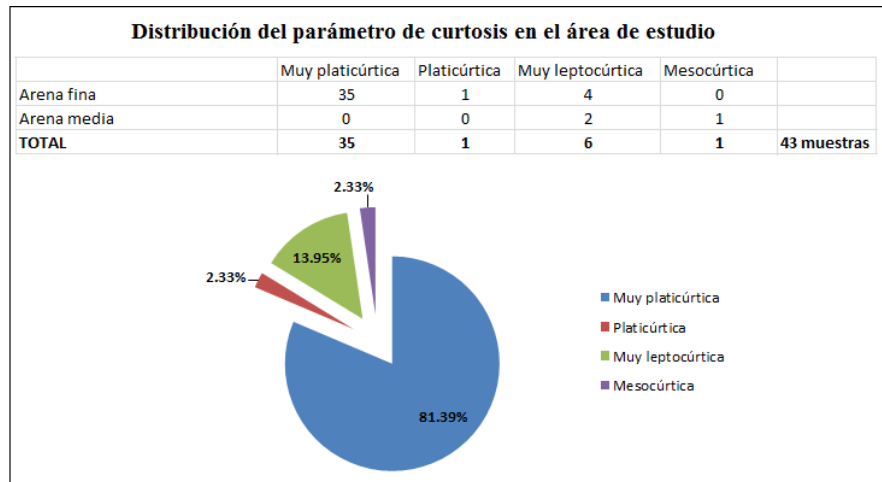


Figura 155. Distribución del parámetro de curtosis (*kurtosis*) de las muestras de sedimento colectadas en el área de muestreo. Fuente: Elaboración propia.

En definitiva, la obtención de texturas arenosas finas en su mayoría y, por lo general, un grado de *sorting* moderadamente bueno, sugiere que los mecanismos de transporte litoral y eólico que regulan el aporte de sedimentos a las playas y dunas ubicadas en la sección oriental de la ensenada de Marbella continúan registrando cierta actividad, no obstante es preciso profundizar en los datos que arrojan cada una de las muestras a la búsqueda de una información más detallada a este respecto.

3.3.2 Distribución espacial y presentación de los resultados obtenidos

Se presenta en las figuras 156 a 159 la distribución del tamaño medio de partículas, grado de clasificación, grado de asimetría y del parámetro de curtosis, datos obtenidos tras el análisis de las diferentes muestras de sedimentos colectadas a lo largo de la sección oriental de la ensenada de Marbella.

Tamaño medio de partícula

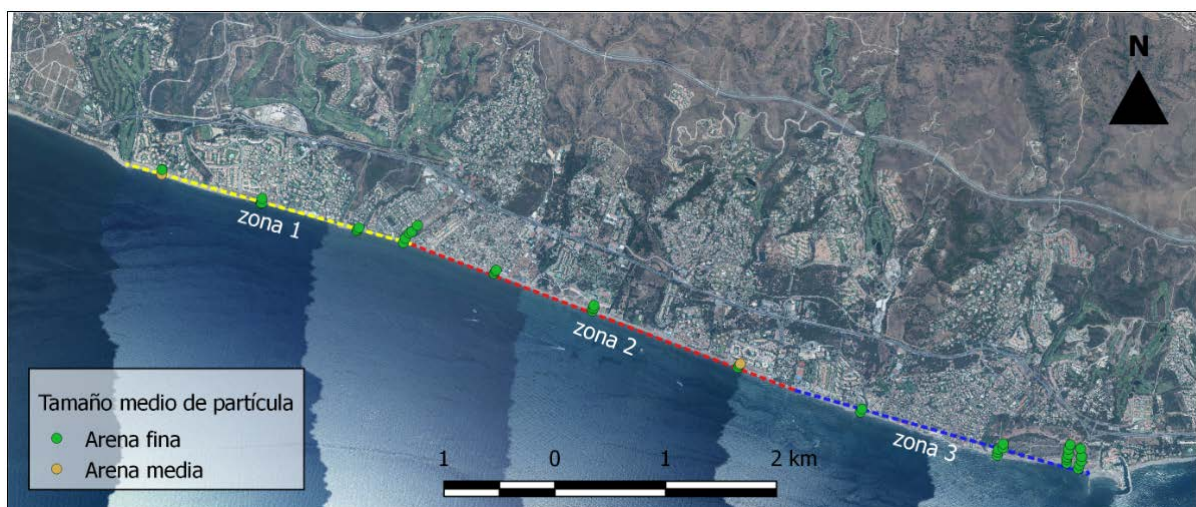


Figura 156. Mapa de distribución del tamaño medio de partícula de las muestras de sedimento colectadas durante el proceso de muestreo. Fuente: Elaboración propia.

La figura 156 revela una clara predominancia de tamaños finos en promedio (color verde) frente a medios (color naranja) a lo largo de la sección bajo estudio. Los rangos medios se localizan, de una parte, junto a la desembocadura del río Real, posible responsable de este registro considerando que los aportes de sedimentos procedentes de la cuenca alta no dispondrían de espacio y tiempo suficiente para erosionarse hacia un tamaño más fino. El rango medio ubicado al término de la zona 2, por su parte, podría tener su origen en la influencia que ejercen los cercanos arroyos de La Víbora y Real de Zaragoza.

Las dunas de Artola, por su parte, registran tamaños finos en la totalidad de los transeptos analizados, debido quizás a que constituye el ambiente sedimentario más lejano respecto a las fuentes de aporte al sistema litoral, recibiendo así partículas sedimentarias sometidas a una fase de transporte más prolongada en el tiempo. Además, el hecho de que las dunas de Artola se encuentren encajadas entre dos arroyos prácticamente inactivos en términos hídricos y sedimentarios, estos son el de Sandoval al este y el de San Francisco de las Cabrillas al oeste, podría explicar además la práctica ausencia de materiales medios y gruesos.

Grado de clasificación (Sorting)

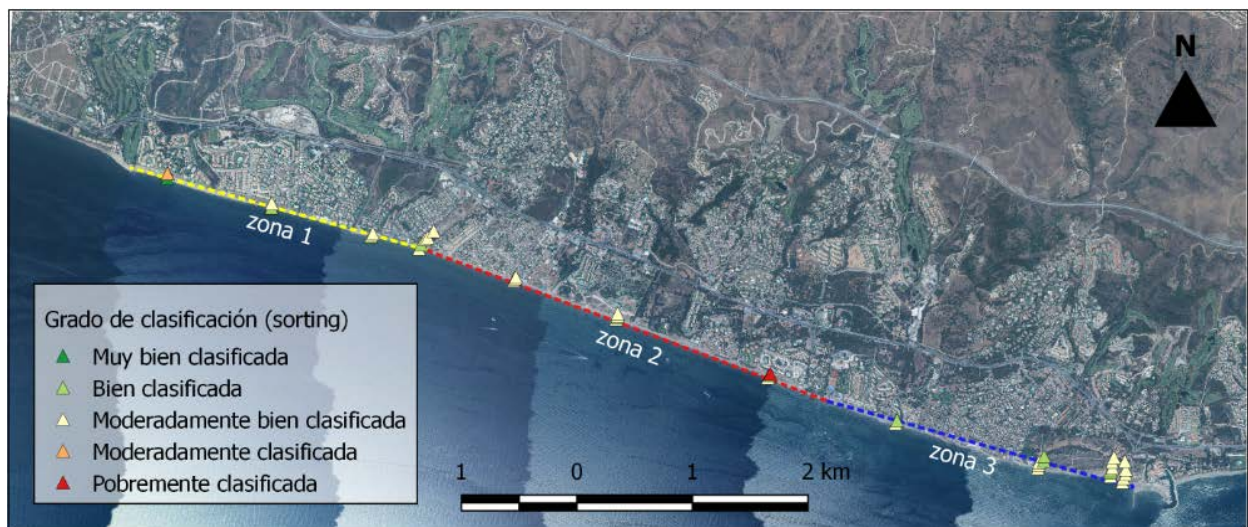


Figura 157. Mapa de distribución del grado de clasificación (*sorting*) de las muestras de sedimento colectadas durante el proceso de muestreo. Fuente: Elaboración propia.

El distribución del grado de clasificación, a diferencia del tamaño medio de partícula, sí revela cierta variabilidad a lo largo de la sección bajo estudio, demostrando en primera instancia que la correlación entre tamaños de tipo fino en promedio y buen grado de *sorting* no es categórica en escenarios tan complejos como la Costa del Sol.

De acuerdo con la figura 157, la tendencia generalizada del área de muestreo es hacia el registro de un grado de *sorting* moderadamente bueno, a excepción de un valor ‘muy bueno’ obtenido junto a la desembocadura de río Real, fenómeno ciertamente curioso considerando que la granulometría de las partículas es de tipo medio dada la cercanía de una desembocadura fluvial, y un pobre grado de clasificación obtenido al término de la zona 2, constituyendo este segmento de la ensenada de Marbella un área sometida a una elevada presión antrópica en forma de urbanizaciones en primera línea de costa.

El registro de valores de *sorting* entre el rango de ‘moderadamente buenos’ y ‘buenos’ podría resultar revelador en tanto en cuanto los sistemas dunares, aun encontrándose compartimentados entre infraestructuras artificiales y sometidos, en su mayoría, a un intenso trasiego humano, podrían continuar recibiendo aportes de sedimentos procedentes del sistema litoral que podrían estar contribuyendo a su estabilización.

Grado de asimetría (Skewness)

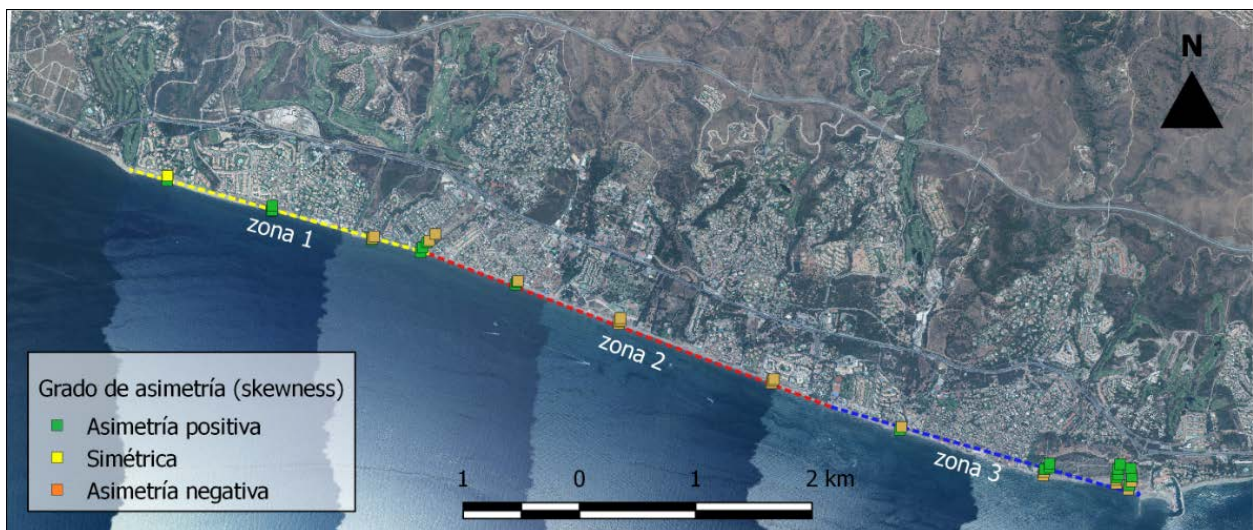


Figura 158. Mapa de distribución del grado de asimetría (*skewness*) de las muestras de sedimento colectadas durante el proceso de muestreo. Fuente: Elaboración propia.

La figura adjunta muestra un escenario muy heterogéneo en el que no se aprecia una clara predominancia de una clase de asimetría sobre otra, tendencia ya advertida por [Purkait et al. \(2015\)](#) y que podría indicar la ocurrencia de procesos energéticos específicos que tienen lugar de forma muy localizada. Si se focaliza la mirada a cada uno de los tramos que configuran el área de muestreo, la zona 2 sí parece mostrar una clara predominancia de valores de asimetría negativa (cola de gruesos), advirtiendo quizás de cierta actividad fluvial. Sin embargo, la tendencia más interesante se observa en las dunas de Artola, enmarcadas en la zona 3, apreciándose una marcada tendencia hacia la asimetría positiva a medida que se profundiza en el perfil, lo cual vendría a informar que los procesos de retrabajamiento del sedimento por acción del viento continúan funcionando en este ambiente.

Parámetro de curtosis (Kurtosis)

Figura 159. Mapa de distribución del parámetro de curtosis (*kurtosis*) de las muestras de sedimento colectadas durante el proceso de muestreo. Fuente: Elaboración propia.

El parámetro de curtosis, a diferencia del grado de asimetría, revela una distribución más homogénea, coincidiendo en términos generales el registro de valores platocúrticos o muy platocúrticos con muestras de tamaño fino y con un grado de *sorting* entre ‘moderadamente bueno’ y ‘bueno’. Las muestras que prosiguen una distribución platocúrtica, tal y como se ha descrito en el apartado metodológico, indican cierta homogeneidad en las clases de tamaños de las partículas de sedimento que componen la muestra, de modo que la única justificación que planteamos a una correlación positiva entre muestras platocúrticas que se encuentran además moderadamente bien clasificadas sería considerar una ligera predominancia de una clase de tamaños sobre otra.

El único valor mesocúrtico (en color azul) coincide con el punto de muestreo que se resaltó en casos anteriores por su elevado grado de presión antrópica, lo cual podría ser demostrativo del elevado grado de degradación al que se encuentran sometidos los relictos dunares de esta sección en particular, aunque también de forma generalizada en el área de estudio.

La obtención de valores muy leptocúrticos (en color rojo) en el transepto más cercano a la desembocadura de río Real informa de una amplia variabilidad de rangos de tamaños, suceso posiblemente amparado en la influencia fluvial. Los valores muy leptocúrticos obtenidos en las dunas de Artola, por su parte, podrían responder a otro origen, de modo que se recurrirá a un análisis pormenorizado para intentar revelar una posible justificación a este y otros fenómenos.

Se presenta a continuación el desglose de los resultados obtenidos mediante la herramienta estadística GRADISTAT[®] de forma individualizada para cada transecto y sus respectivos puntos de muestreo. Tal y como reflejan las figuras adjuntas, la sección bajo estudio se ha dividido en tres zonas atendiendo meramente a criterios geográficos, en el que se ha valorado especialmente el emplazamiento de relictos de dunas, trazándose un total de 10 transectos con un número variable de muestras tomadas desde la línea de pleamar (código A) hacia el sistema dunar en profundidad (código B y correlativos).

3.3.2.1 Tramo primero (I): Río Real

El tramo de río Real o zona 1 se extiende aproximadamente a lo largo de 2.600 metros, abarcando un total de cuatro transectos que han comprendido en conjunto un total de 14 muestras. Tal y como puede apreciarse en las figuras adjuntas, la zona presenta un elevado grado de artificialización, si bien las muestras han sido tomadas en relictos dunares que se intercalan entre las urbanizaciones. Una primera labor de reconocimiento visual reveló durante el proceso de muestreo el escaso grado de conservación que soportan este tipo de ambientes, con gran presencia de residuos materiales y un amplio trasiego de personas que utilizan las dunas como puntos de acceso a las playas.

Las coordenadas de cada punto de muestreo fueron tomadas mediante GPS bajo un sistema de referencia WGS84 con un número suficiente de satélites que se mantuvo en todo caso por encima de 15. A pesar de ello, y según revelan las figuras adjuntas, las medidas tomadas en el límite de pleamar muestran en ligero error en algunos casos que oscila en torno a ± 2 metros, confiriendo así la apariencia de haber sido colectadas en la zona de surf.

Espacialización de los resultados obtenidos en el tramo primero

Tamaño medio de partícula

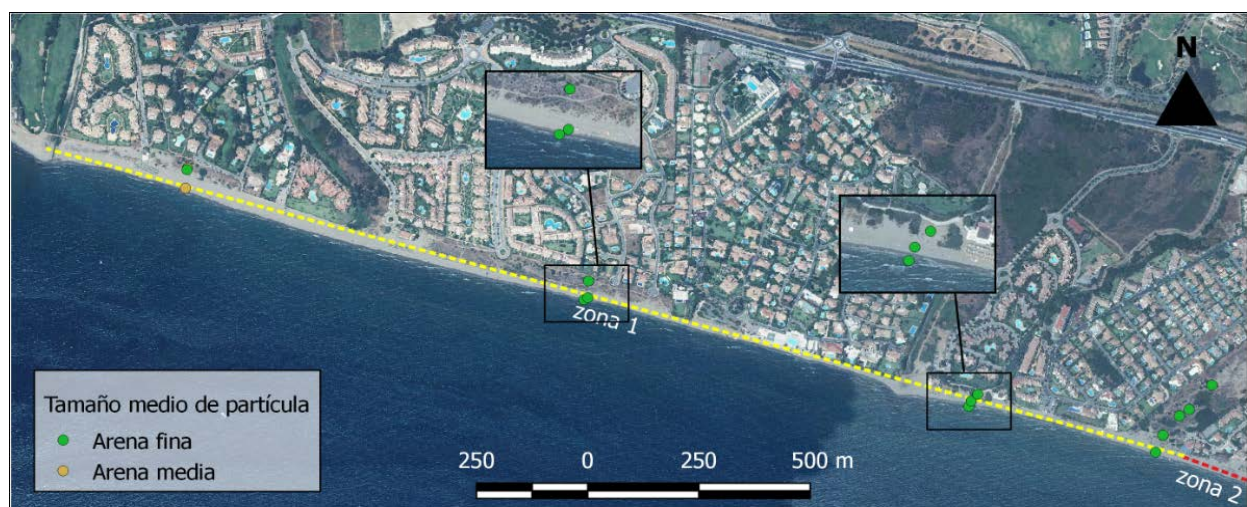


Figura 160. Mapa de distribución del tamaño medio de partícula de las muestras de sedimento colectadas en el tramo primero. Fuente: Elaboración propia.

Grado de clasificación (Sorting)

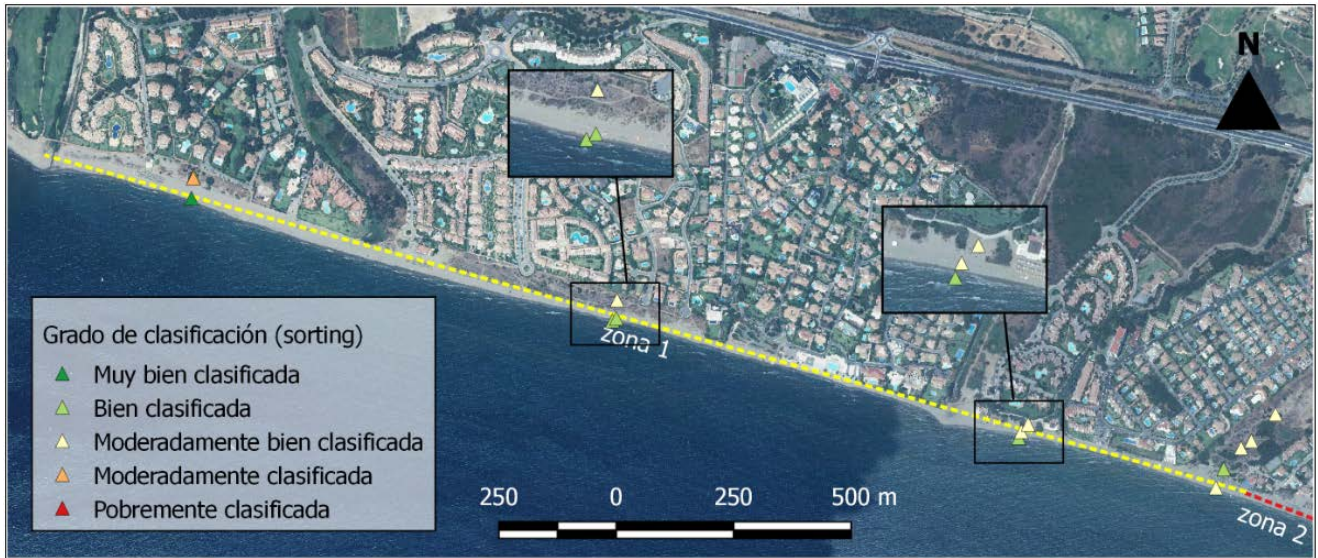


Figura 161. Mapa de distribución del grado de clasificación (*sorting*) de las muestras de sedimento colectadas en el tramo primero. Fuente: Elaboración propia.

Grado de asimetría (Skewness)



Figura 162. Mapa de distribución del grado de asimetría (*skewness*) de las muestras de sedimento colectadas en el tramo primero. Fuente: Elaboración propia.

Parámetro de curtosis (Kurtosis)

Figura 163. Mapa de distribución del parámetro de curtosis (*kurtosis*) de las muestras de sedimento colectadas en el tramo primero. Fuente: Elaboración propia.

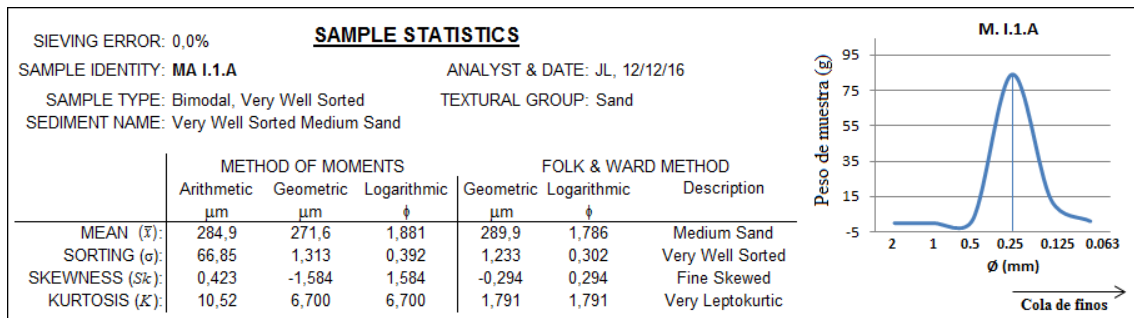
Resultados cuantitativos y cualitativos por transectosTransecto I.1

Figura 164. Resultados obtenidos en la muestra I.1.A. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

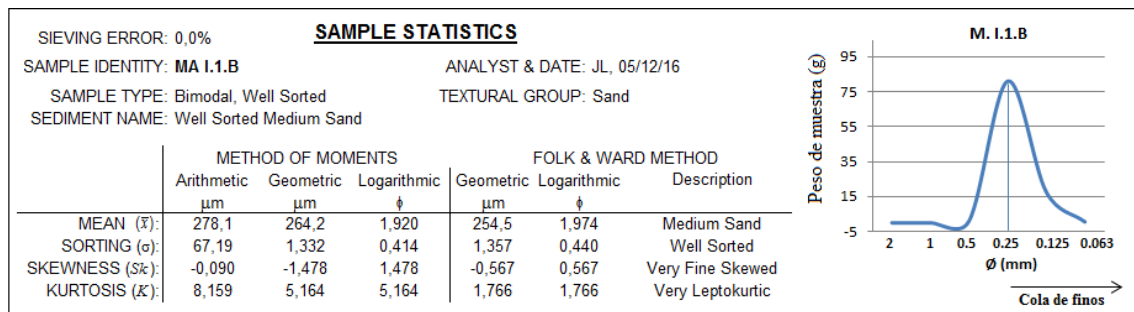


Figura 165. Resultados obtenidos en la muestra I.1.B. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

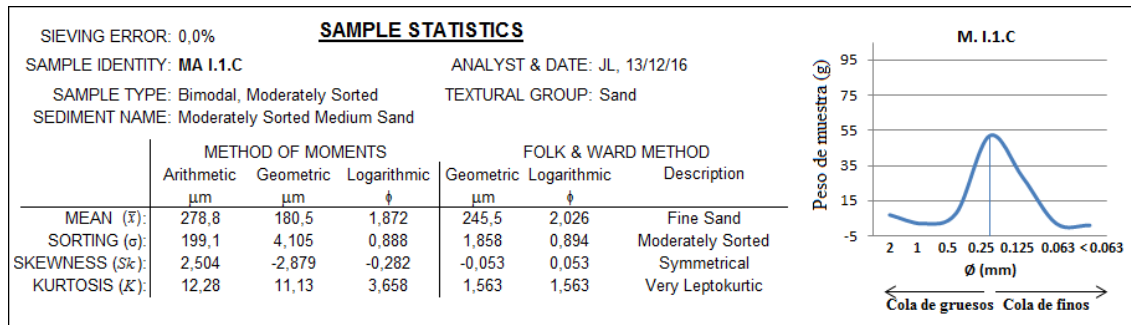


Figura 166. Resultados obtenidos en la muestra I.1.C. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

A la vista de las figuras 164 a 166, la totalidad de las muestras analizadas son de tipo bimodal, lo que se traduce en que la mayoría de las partículas de sedimento que contiene la muestra se agrupan en dos clases de tamaño, en este caso entre 0,25 mm, acorde a arena media, y 0,125 mm, equivalente a arena fina. Las muestras I.1.A y I.1.B revelan una distribución prácticamente idéntica, encontrándose la A ligeramente mejor clasificada que la B ya que el porcentaje de peso retenido en el rango de 0,25 mm es ligeramente mayor. Ambas muestras registran igualmente un valor de asimetría positiva tendente hacia muy fino, ya que la curva de la gráfica muestra con claridad una cola hacia tamaños finos. En lo que respecta al parámetro de curtosis, ambas muestras son de tipo muy leptocúrticas, indicando así una amplia variabilidad en los rangos de tamaño inferida por el predominio, en este caso, de partículas de arena media sobre fina.

La muestra C presenta un tamaño medio de tipo fino, lo cual resulta coherente ya que las partículas de sedimento que contiene han estado previsiblemente sometidas a un mayor proceso de retrabajamiento por acción eólica. El hecho de que registre un moderado grado de *sorting* se fundamenta en la presencia de pequeñas gravas, de diámetro igual o superior a 2 mm, así como de arenas gruesas de 1 y 0,5 mm de diámetro y también restos finos y de tipo limoso ($< 0,063$ mm). Esta heterogeneidad de tamaños recuerda al patrón granulométrico característico de los coluvios (Onna, 1979; Capítulo 2.3), pudiendo informar así de la ocurrencia de procesos estrictamente fluviales y de elevada energía. Otra posible fuente de estos materiales podría ser herencia de la cercanía de urbanizaciones, si bien durante la campaña de campo se evitó la extracción de sedimentos potencialmente alóctonos.

La obtención de un grado de *skewness* de tipo simétrico reside en la heterogeneidad granulométrica de la muestra, observándose en su gráfica correspondiente (Fig. 166) como la curva podría tender tanto hacia finos como hacia gruesos partiendo del rango de 0,25 mm, si bien parece ser ligeramente más tendente hacia gruesos. Finalmente, el registro de un valor del parámetro de curtosis de tipo muy leptocúrtico podría justificarse en que el porcentaje de peso retenido en el tamiz de 0,25 mm supera el 50%, aunque también podría considerarse cercana a mesocúrtica.

Con todo ello, las figuras 160 a 166 revelan en este transecto el empobrecimiento del *sorting* a medida que se avanza hacia el sistema dunar, motivado por una mayor variabilidad granulométrica que repercute, a su vez, en la transición de asimetría positiva hacia una distribución de tipo simétrica y, como era previsible, en el registro de rangos muy leptocúrticos en todas las muestras. En ausencia de un análisis detallado sobre la composición de las partículas de mayor tamaño, el resultado que se desprende del análisis llevado a cabo en este transecto puede derivar en dos vertientes, por un lado certificar que el desarrollo urbanístico en torno a la costa ha supuesto la alteración de los patrones granulométricos que serían esperables en un sistema dunar, como sería la progresión hacia tamaños más finos y mejores valores sobre el grado de *sorting* a medida que se profundiza en el perfil, o bien apuntar que este sistema podría haber recibido en el pasado aportes estrictamente procedentes de la red fluvial, acorde a un modelo genético de dunas rampantes.

Transecto I.2

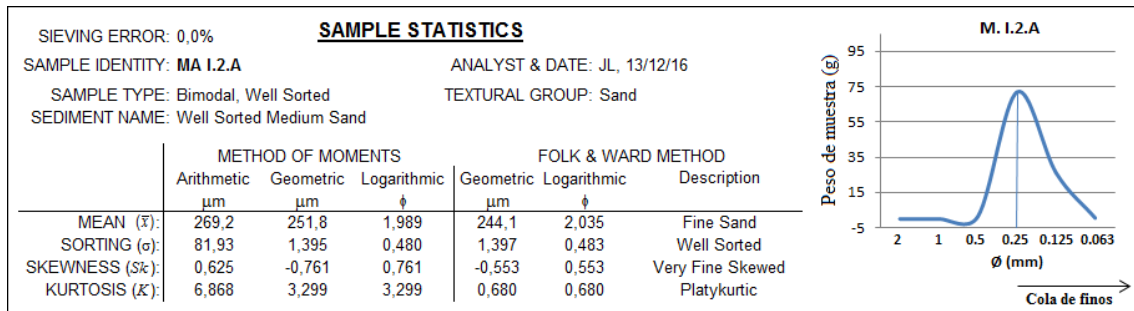


Figura 167. Resultados obtenidos en la muestra I.2.A. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

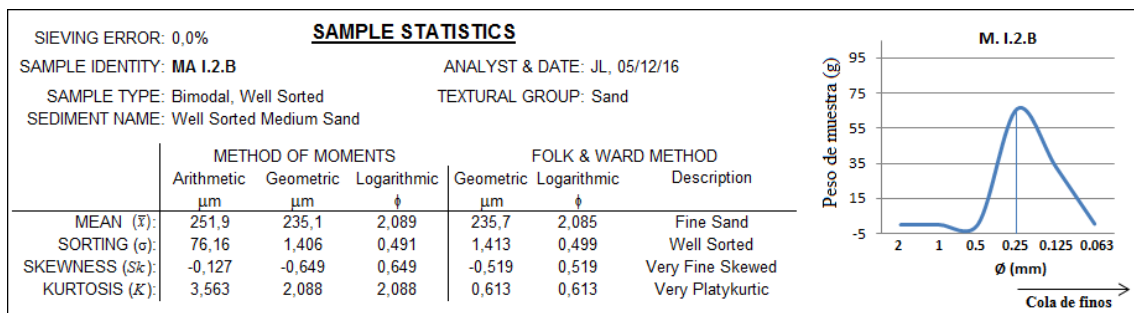


Figura 168. Resultados obtenidos en la muestra I.2.B. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

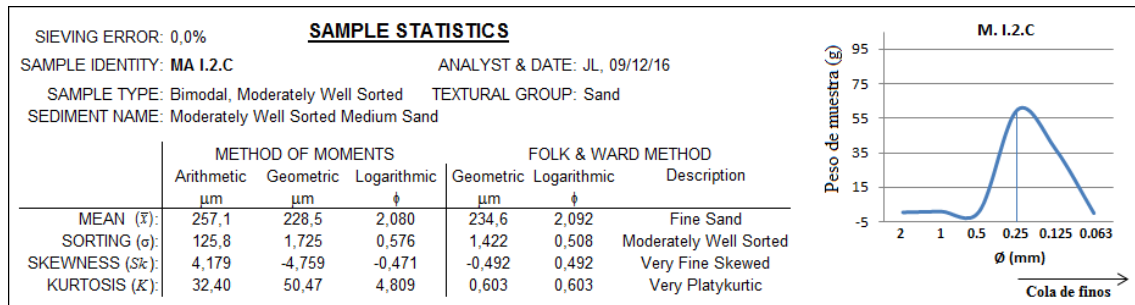


Figura 169. Resultados obtenidos en la muestra I.2.C. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

Según revelan las figuras adjuntas, las muestras I.2.A, I.2.B y I.2.C presentan una elevada homogeneidad granulométrica, con pequeñas diferencias que se fundamentan en el sensiblemente menor grado de clasificación de la muestra C respecto a las muestras A y B, fenómeno debido a que la diferencia de la fracción de pesos retenida entre el rango de 0,25 mm y 0,125 mm es mayor en estas últimas. El grado de asimetría es positivo en todas ellas, indicando la cola de finos la predominancia de partículas finas respecto a gruesas, a pesar incluso de que la fracción de peso retenida en el rango de 0,25 mm supere la de 0,125 mm. Respecto al parámetro de curtosis, y al contrario que se registró en el transecto I.1, el registro de valores platocúrticos se fundamenta en la discreta diferencia existente entre las dos clases de tamaños predominantes, si bien la muestra A podría encontrarse cercana a un valor leptocúrtico.

Estos resultados sugieren que los mecanismos de transporte sedimentario de tipo litoral y eólico continúan contribuyendo en la actualidad a la estabilización sedimentaria del sistema costero. En lo que concierne al *sorting*, se aprecia un ligero decrecimiento del grado de clasificación del sedimento a medida que se profundiza en el transecto (desde A y B hacia C; Fig. 161) motivado por la mayor presencia de partículas gruesas en las clases de 0,5 y 1 mm, si bien, aparte de ello, la distribución de las muestras I.2.B y I.2.C es prácticamente idéntica.

Transecto I.3

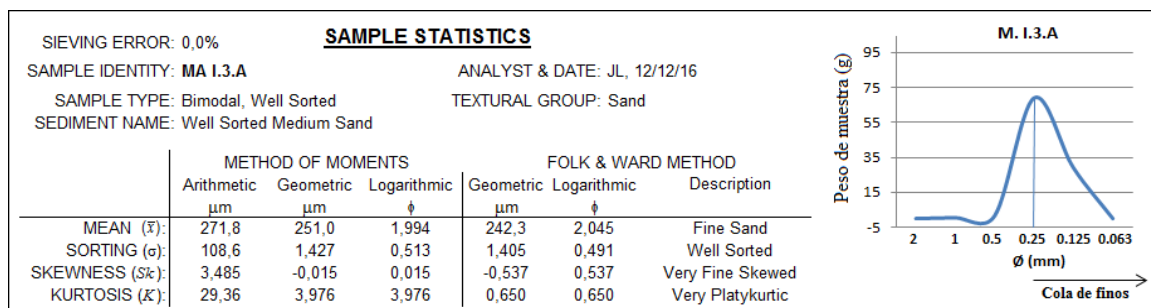


Figura 170. Resultados obtenidos en la muestra I.3.A. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

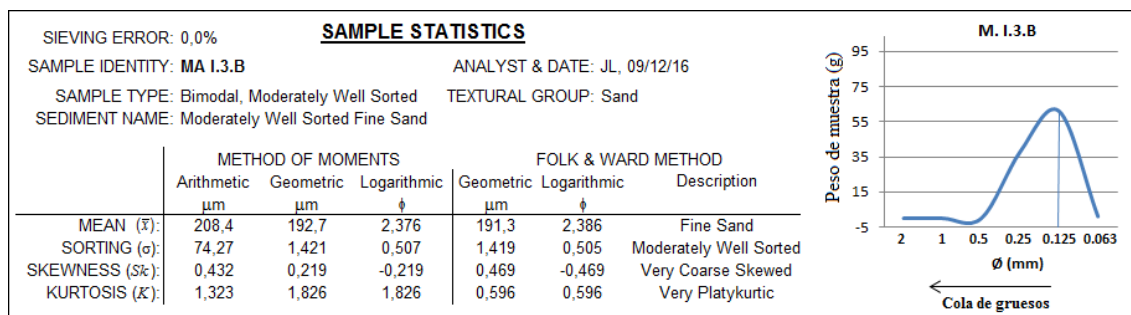


Figura 171. Resultados obtenidos en la muestra I.3.B. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

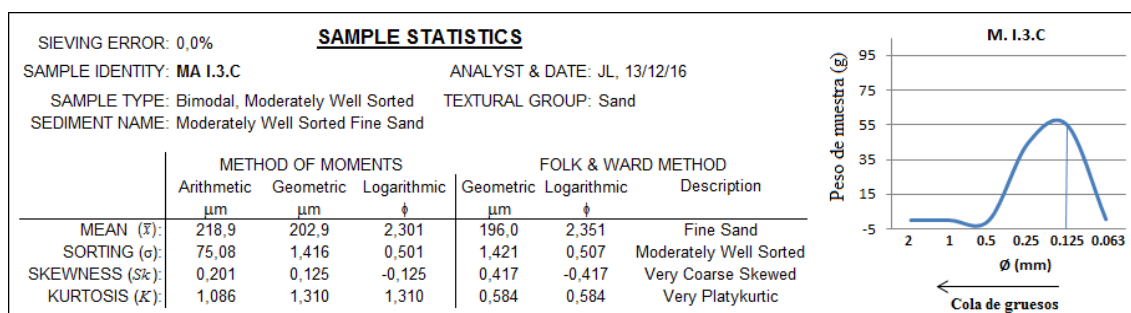


Figura 172. Resultados obtenidos en la muestra I.3.C. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

Las muestras que configuran el transepto I.3 son más heterogéneas que en los casos anteriores, si bien el grado de clasificación es ‘bueno’ o ‘moderadamente bueno’ en todas las muestras. La muestra A presenta una mayor proporción de arena gruesa frente a fina, encontrándose ubicado dicho punto de muestreo en el límite de la pleamar. Indicar en este caso el cercano emplazamiento del Arroyo de Siete Revueltas, el cual suele activarse en períodos de precipitaciones intensas, de modo que dicho arroyo podría haberse activado durante episodios de bajas presiones acontecidos con anterioridad a la campaña de muestreo, demostrando en tal caso el cierto grado de funcionamiento de la dinámica sedimentaria fluvial y litoral. La mayor presencia de arena fina (0,125 mm) conforme se profundiza en el perfil dunar corroboraría la existencia de una componente eólica que actuaría removilizando los sedimentos depositados en la zona de *swash* y transportándolos en dirección al sistema dunar. En lo que concierne al grado de asimetría, las muestras B y C registran asimetría negativa, indicando la predominancia de sedimentos gruesos. A la vista de las figuras 171 y 172 es preciso indicar que este parámetro podría dar lugar a confusión, pues en ambos casos el rango de tamaño predominante es de tipo fino. En su lugar, la gráfica vendría a informar que la curva se halla tendente hacia tamaños gruesos, dicho de otro modo, presenta cola de gruesos, tal y cómo se introdujo en el apartado metodológico. Respecto al parámetro de curtosis, la obtención de valores platécnicos en todos los casos se fundamenta en la ausencia de grandes diferencias entre la fracción de peso retenida en el rango de 0,25 mm respecto al de 0,125 mm.

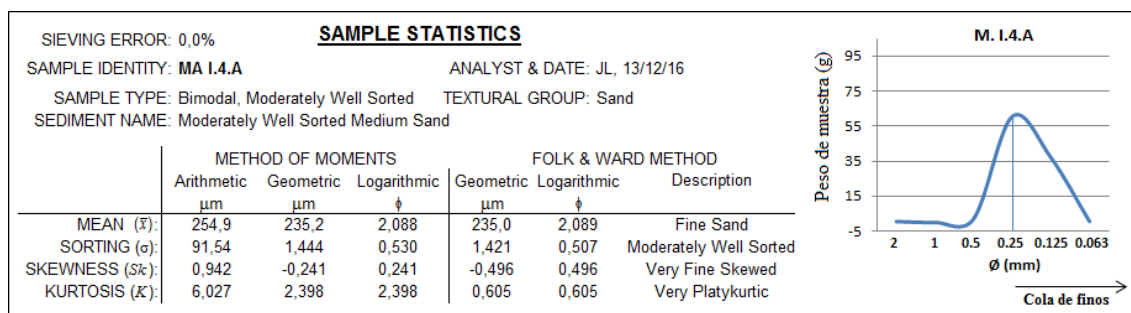
Transecto I.4

Figura 173. Resultados obtenidos en la muestra I.4.A. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

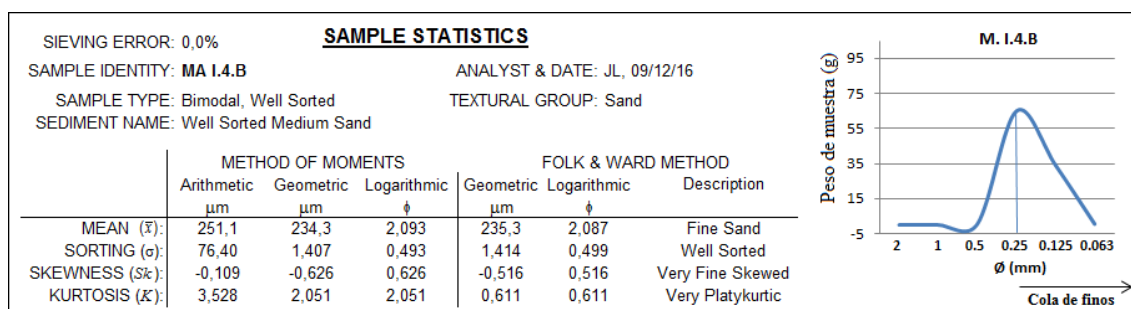


Figura 174. Resultados obtenidos en la muestra I.4.B. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

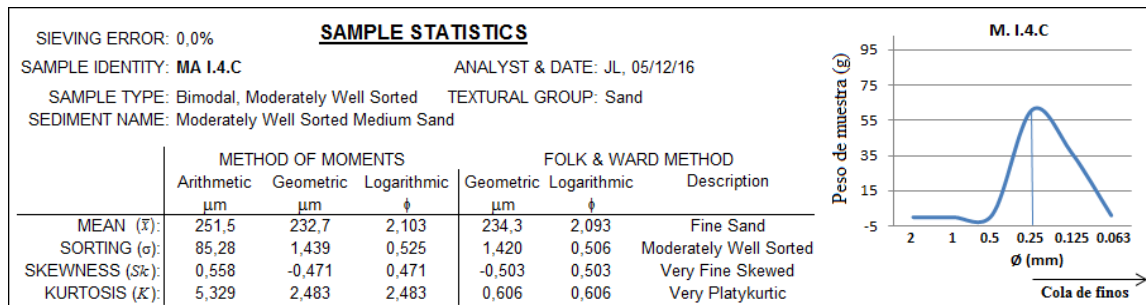


Figura 175. Resultados obtenidos en la muestra I.4.C. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

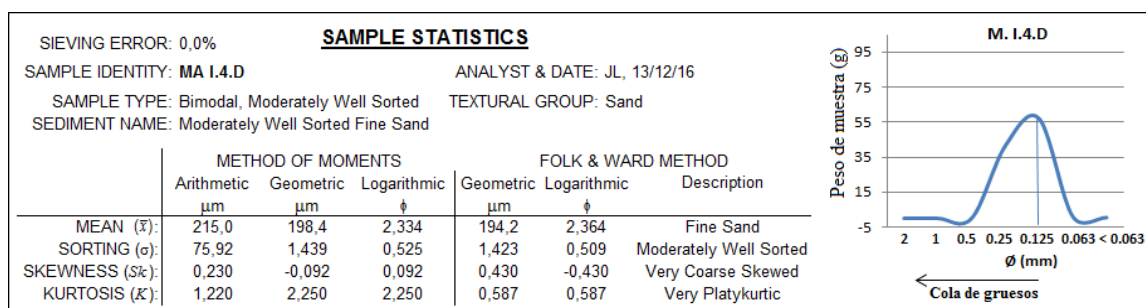


Figura 176. Resultados obtenidos en la muestra I.4.D. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

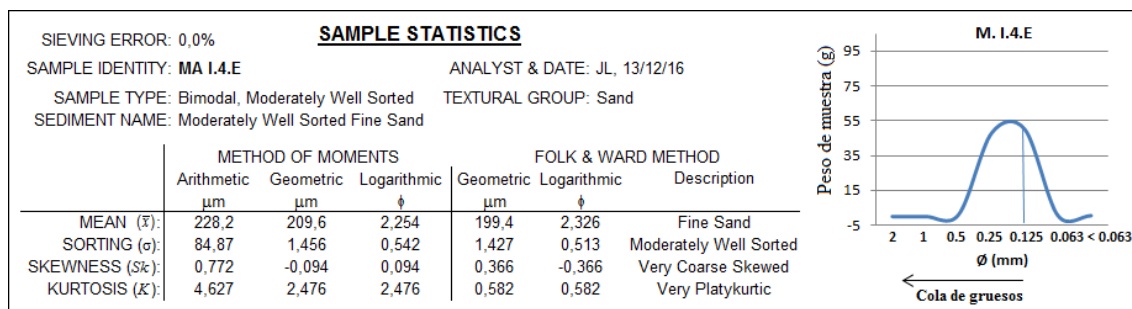


Figura 177. Resultados obtenidos en la muestra I.4.E. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

De igual forma que se apuntó en el transepto I.3, se observa la predominancia de fracciones arenosas gruesas frente a finas en la zona más inmediata a la acción del oleaje, tendencia que, sin embargo, continúa esta vez hacia el frente dunar y se adentra parcialmente en él, lo cual podría sugerir que la fuente de aportes es quizás mayor que en el caso anterior. También es posible que el viento adquiera en esta zona una mayor energía, siendo capaz de transportar partículas de mayor tamaño hacia el sistema dunar. En esta ocasión es preciso apuntar la cercana ubicación de la desembocadura del arroyo Alicate, si bien su cuenca de vertiente presenta menor superficie que la del arroyo Siete Revueltas, por lo que quizás se produzca en este punto la conjunción de aportes procedentes de ambos arroyos. La presencia de partículas arenosas finas va cobrando mayor importancia a medida que se avanza a través del sistema dunar, ajustándose al patrón esperable aunque de forma muy sutil, registrándose en la muestra E (más lejana a la línea de costa) patrones de distribución muy parejos que, no obstante, declinan la muestra hacia asimetría positiva y valor de curtosis de tipo muy platicúrtica, motivado por la escasa variabilidad en los rangos de tamaño. La variación en el tamaño medio de partícula no parece repercutir directamente en el grado de *sorting*, pues éste se mantiene prácticamente constante en el intervalo de ‘moderadamente bien clasificado’ en el conjunto de muestras colectadas, debido a que siempre predomina, aunque ligeramente, una fracción de tamaños sobre otra. La advertencia a la que se hacía referencia en el anterior transepto en relación a la interpretación del grado de asimetría queda contrastado si se comparan las gráficas resultantes de las muestras A, B y C frente a las D y E. En las primeras, la curva es tendente hacia las fracciones finas, debiéndose considerar la predominancia de éstas aunque la fracción de pesos retenida en el rango de 0,25 mm sea mayor al de 0,125 mm.

3.3.2.2 Tramo segundo (II): Eje central del área de muestreo

Siguiendo la estructura del apartado anterior, se presenta a continuación la espacialización y el desglose de los resultados obtenidos en el eje central del área de muestreo, denominado como zona 2. Esta área abarca una superficie aproximada de 3.700 metros, en la que se han trazado tres transeptos que comprenden un total de 10 muestras, las cuales han sido colectadas salvando los impedimentos estructurales y atendiendo a la presencia de tres relictos dunares que se conservan, al igual que los referidos en el tramo anterior, en un estado de conservación significativamente pobre.

De los tres transeptos que se han tomado en esta sección del área de muestreo, el número II.2 (en el eje central) parece ser el que soporta una menor presión urbanística, de ahí su mayor envergadura, si bien el sistema dunar, tal y como puede apreciarse en la figura 178, se encuentra flanqueado por el complejo urbanístico Ciudad de Vacaciones y Tiempo Libre, propiedad de la Junta de Andalucía, por lo que no sería esperable el registro de un óptimo grado de clasificación.

Espacialización de los resultados obtenidos

Tamaño medio de partícula

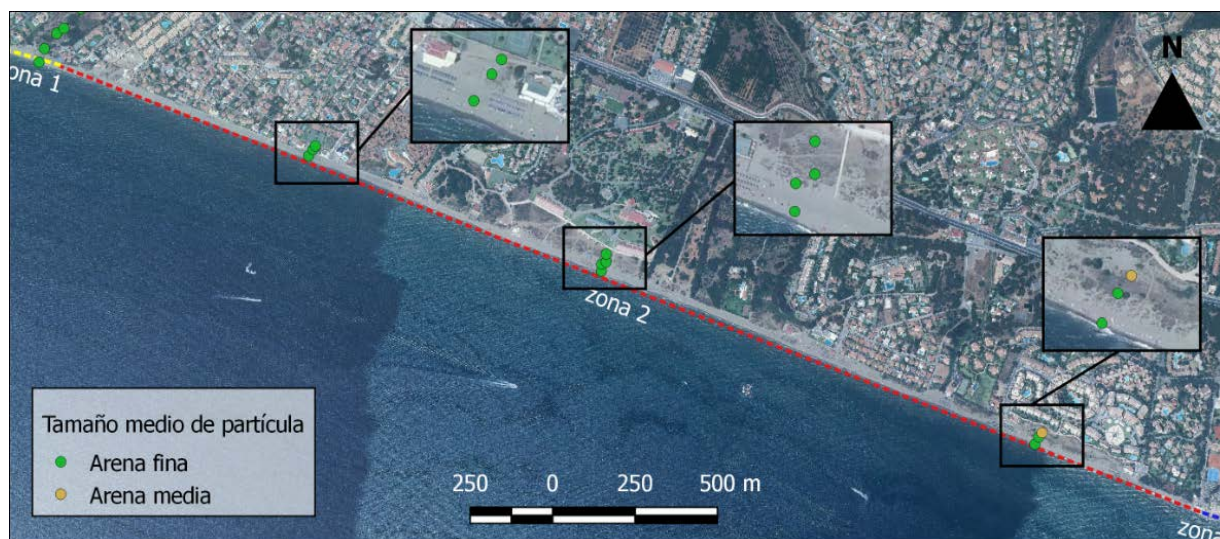


Figura 178. Mapa de distribución del tamaño medio de partícula de las muestras de sedimento colectadas en el tramo segundo. Fuente: Elaboración propia.

Grado de clasificación (Sorting)

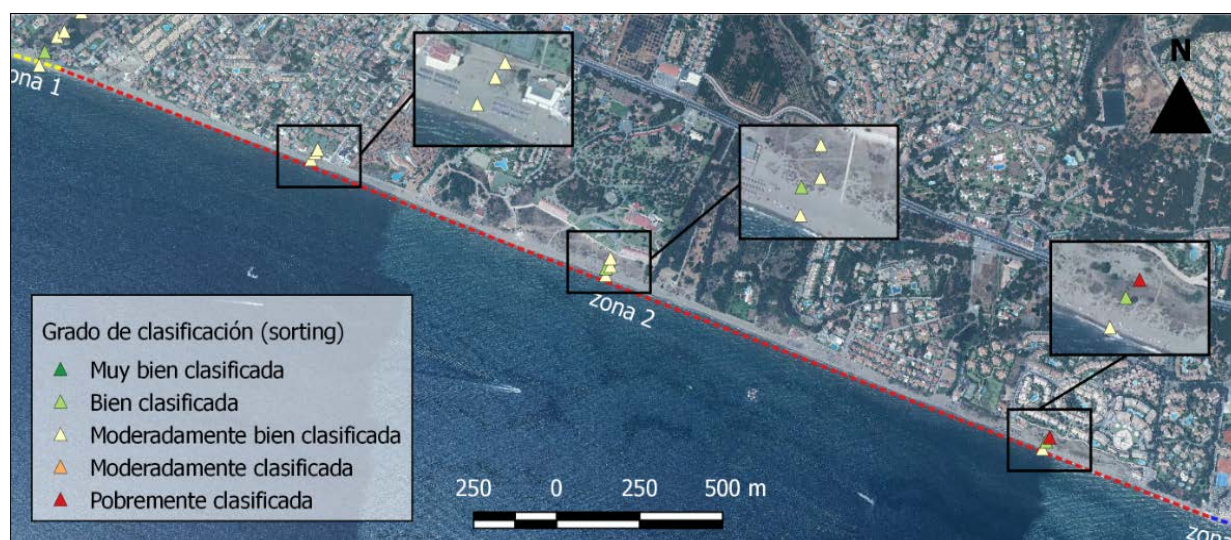


Figura 179. Mapa de distribución del grado de clasificación (*sorting*) de las muestras de sedimento colectadas en el tramo segundo. Fuente: Elaboración propia.

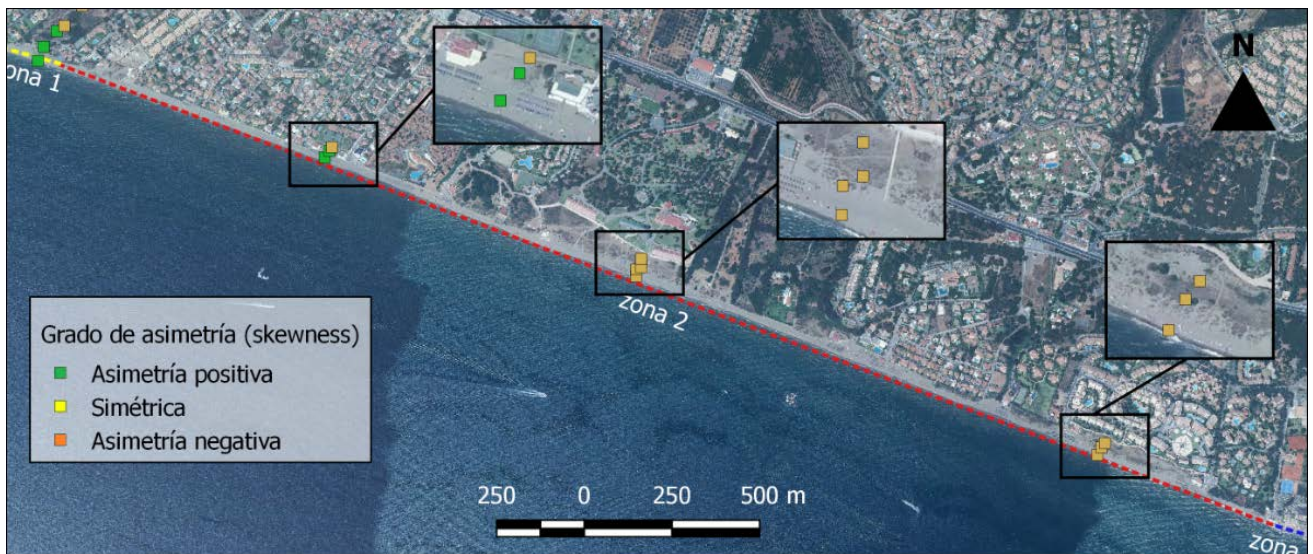
Grado de asimetría (Skewness)

Figura 180. Mapa de distribución del grado de asimetría (*skewness*) de las muestras de sedimento colectadas en el tramo segundo. Fuente: Elaboración propia.

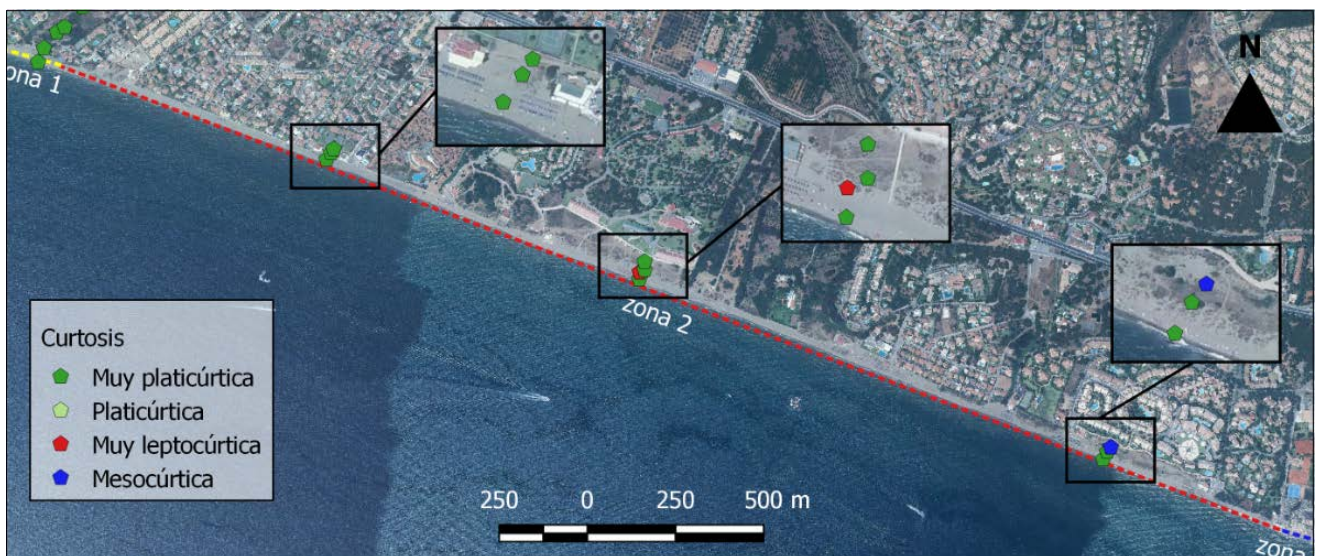
Parámetro de curtosis (Kurtosis)

Figura 181. Mapa de distribución del parámetro de curtosis (*kurtosis*) de las muestras de sedimento colectadas en el tramo segundo. Fuente: Elaboración propia.

Resultados cuantitativos y cualitativos por transeptos

Transecto II.1

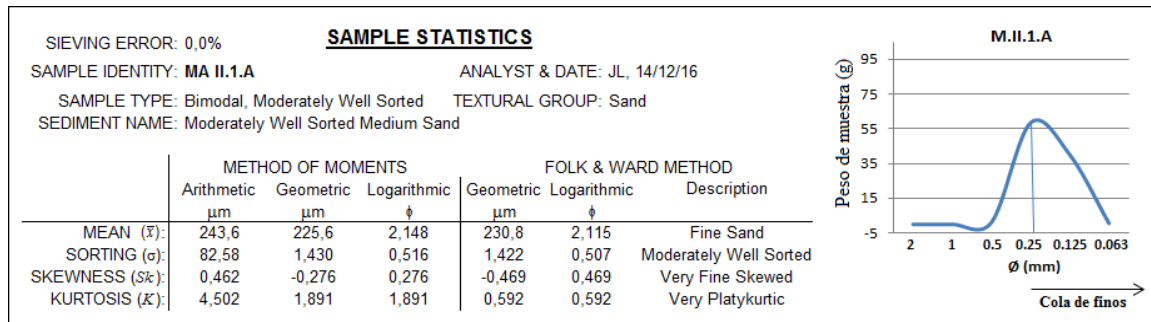


Figura 182. Resultados obtenidos en la muestra II.1.A. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

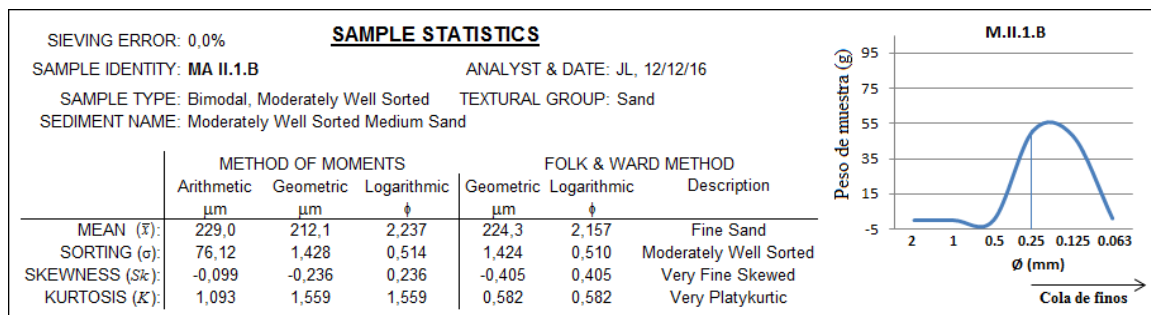


Figura 183. Resultados obtenidos en la muestra II.1.B. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

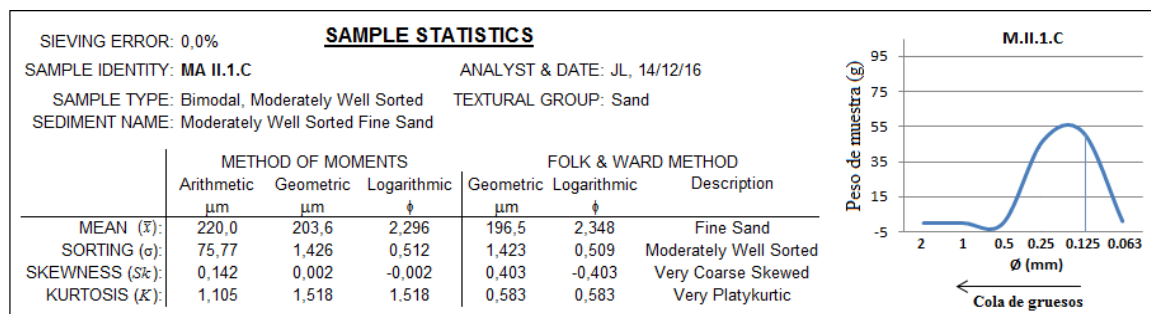


Figura 184. Resultados obtenidos en la muestra II.1.C. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

Las tres muestras que comprenden el transecto II.1 registran una gran similitud en cuanto a los resultados que arroja el tamaño medio de partícula, grado de clasificación y curtosis. En todos los casos las fracciones de peso retenidos en las clases de tamaño que definen el rango de arena media y fina apenas experimentan diferencias muy significativas, lo cual repercute en que muestren una distribución muy platycúrtica y un grado de clasificación que, aun siendo moderadamente bueno en todos los casos, no resulta ser óptimo. Este dato revelaría, por tanto, la correlación existente entre distribuciones platycúrticas y valores de *sorting* no demasiado elevados.

El grado de asimetría es idéntico en las muestras A y B, indicando en ambos casos una tendencia hacia tamaños finos, variando en la C hacia el registro opuesto debido al predominio, en este caso, de arena fina (0,125 mm) sobre media (0,25 mm). Dada la patente homogeneidad que revelan las figuras 178 a 181, es preciso prestar especial atención a las figuras 182 a 184, las cuales muestran pequeños detalles que diferencian unas muestras de otras. En ellas es posible observar como la fracción de arena fina aumenta progresivamente, aunque sutilmente, desde la playa hacia el sistema dunar, ocurriendo a la inversa con las fracciones de arena gruesa. Ello indica, como en casos anteriores, que la célula de transporte eólico parece continuar ejerciendo una labor constructiva en dirección al sistema dunar, a pesar del emplazamiento de infraestructuras artificiales.

Transecto II.2

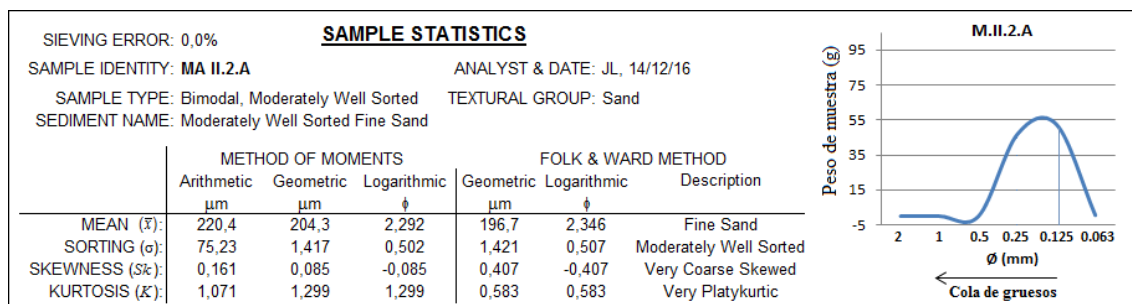


Figura 185. Resultados obtenidos en la muestra II.2.A. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

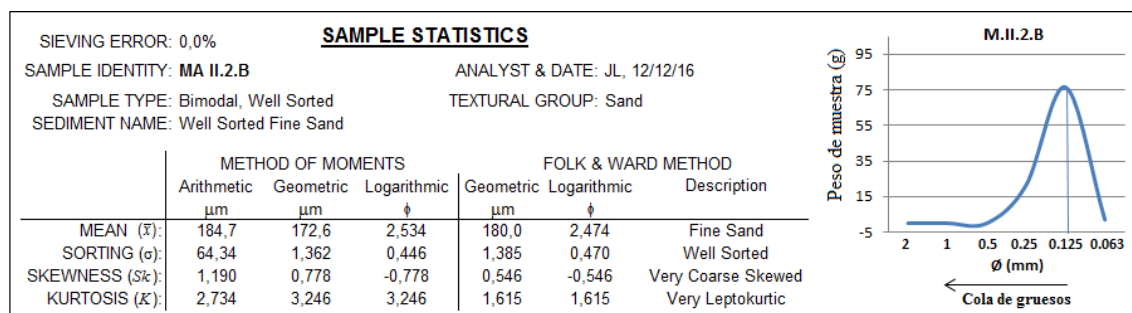


Figura 186. Resultados obtenidos en la muestra II.2.B. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

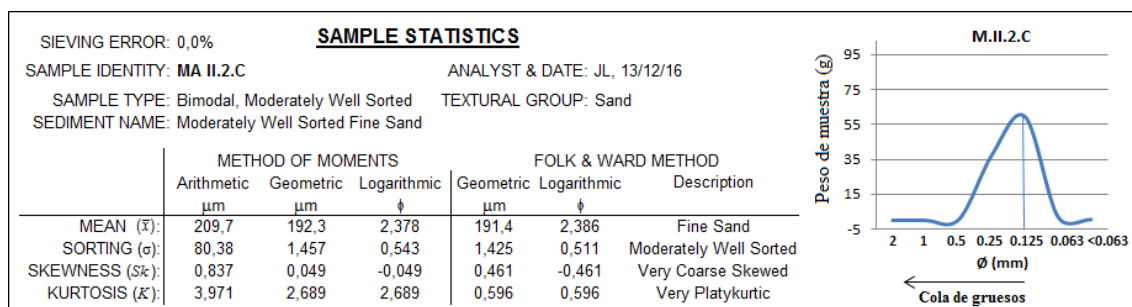


Figura 187. Resultados obtenidos en la muestra II.2.C. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

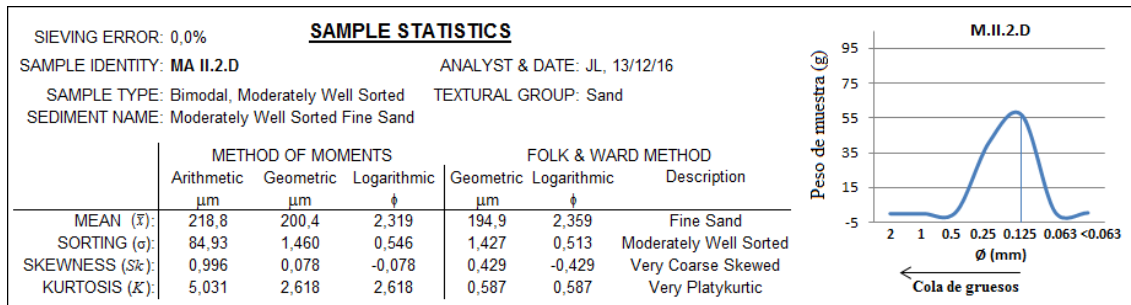


Figura 188. Resultados obtenidos en la muestra II.2.D. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

En este caso, resulta notorio el fuerte incremento (superando el 20%) que se produce en la concentración de fracciones de arena fina entre las muestras A y B respectivamente, es decir, desde la línea de pleamar hacia el primer frente dunar, fenómeno que se traduce en la mejoría del *sorting* desde ‘moderadamente bueno’ hacia ‘bueno’ (Fig. 179) y que podría ser indicativo, tal vez, del registro de dunas embrionarias en formación. La predominancia generalizada de arena fina (0,125 mm) frente a media (0,25 mm) da lugar a que todas las muestras registren asimetría negativa (Fig. 180), indicando la cola de gruesos la tendencia hacia la presencia de tamaños gruesos frente a finos. El fuerte incremento de materiales finos en la muestra B respecto a la A da lugar a que ésta sea la única que registra una distribución leptocúrtica (Fig. 181), dado que en el resto de muestras las diferencias entre las dos clases de tamaño mayoritarias no son muy significativas. La presencia de materiales finos o muy finos (< 0,063 mm), aunque en concentraciones muy bajas (0,5%), también incrementa a medida que se avanza a lo largo del perfil, observándose la presencia de limos en las muestras C y D que, sin embargo, no se apreciaban en las A y B. El registro de este tipo de depósitos podría ampararse en la mayor superficie de este sistema dunar respecto al analizado en el transepto II.1, de modo que el viento dispondría de mayor superficie efectiva para ejercer el transporte y progresiva erosión de las partículas de sedimento. Este dato podría suponer una tentativa de la actividad constructiva que todavía perdura en los sistemas sedimentarios del área de estudio.

Transepto II.3

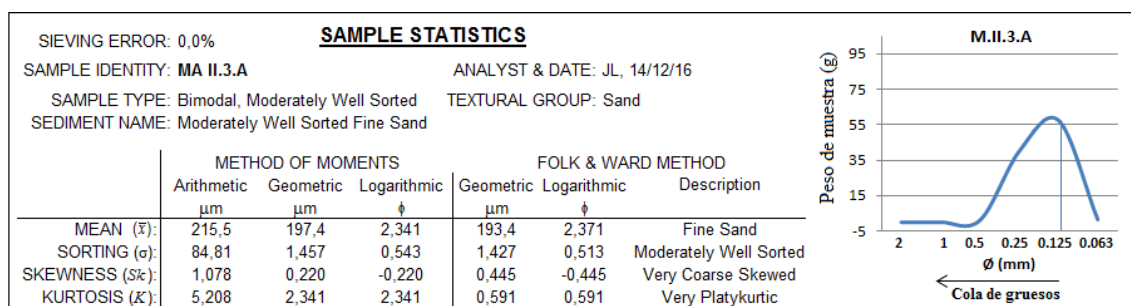


Figura 189. Resultados obtenidos en la muestra II.3.A. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

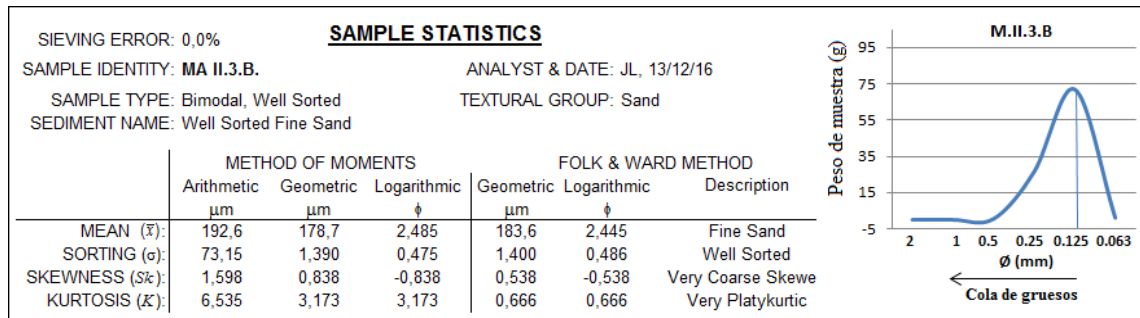


Figura 190. Resultados obtenidos en la muestra II.3.B. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

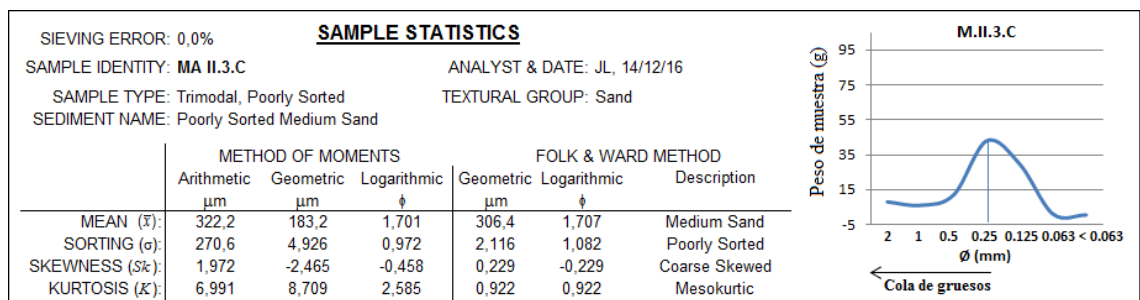


Figura 191. Resultados obtenidos en la muestra II.3.C. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

Según revelan las figuras 189 y 190, vuelve a apreciarse un idéntico incremento de partículas de arena fina (0,125 mm) desde la línea de pleamar hacia el primer frente dunar, traduciéndose igualmente en una mejoría en el grado de clasificación (Fig. 179) y demostrando, en esta ocasión, cierta correlación entre la reducción del tamaño de partícula y un mejor grado de clasificación. La muestra C, por el contrario, revela una distribución granulométrica muy heterogénea que repercute en su categorización como trimodal, es decir, con predominancia en este caso de tres clases de tamaños diferentes, y en su distribución de tipo mesocúrtica (Fig. 191). La presencia de gravas pequeñas (2 mm), arenas muy gruesas (1 mm) y gruesas (0,5 mm), junto a los rangos habituales y a restos de arena muy fina (0,063 mm) y limos ($< 0,063$ mm), volverían a indicar las dos posibilidades que se planteaba en el caso de la muestra I.1.C en la zona 1, tal vez informaría de una elevada alteración antrópica, si bien es preciso recalcar que se ha evitado la colección de sedimentos alóctonos, o bien podría estar indicando que estos sedimentos son potencialmente coluviales, generando ambas hipótesis la heterogeneidad en las clases de tamaños que explica el pobre valor de *sorting*, de hecho el único de la sección bajo estudio. Excluyendo la distribución del tramo final del transepto, los datos obtenidos reflejarían nuevamente la activación de los mecanismos naturales de estabilización del sistema playa-duna, si bien las barreras arquitectónicas y el trasiego humano parecen suponer los principales limitantes al correcto funcionamiento de los procesos naturales.

3.3.2.3 Tramo tercero (III): Cierre de la ensenada y dunas de Artola

Como cierre al análisis granulométrico se presenta a continuación la espacialización y el desglose de los resultados obtenidos en el tercer y último tramo en los que se ha dividido el área de muestreo, denominado como zona 3, el cual constituye el cierre de la ensenada de Marbella. La importancia de este tramo radica principalmente en que alberga uno de los mayores sistemas dunares de la Costa del Sol Occidental, junto con las dunas de El Saladillo-Matas Verdes, y lo que es más importante, el relicto dunar de mayor envergadura de la ensenada de Marbella.

Este tramo se extiende a lo largo de una superficie aproximada de 2.800 metros, en la que se han trazado cuatro transeptos de los que tres se emplazan en las dunas de Artola, resultando así un total de 19 muestras. Es importante apuntar que este sistema dunar fue protegido en el año 2003 bajo la figura de Monumento Natural por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Sin embargo, lejos de lo que podría esperarse, se ha encontrado durante mucho tiempo sometido a un elevado impacto antrópico dado por su recurrente utilización como punto de acceso a la Playa de Cabopino o como fuente receptora de residuos. La respuesta de la Administración a esta realidad ha consistido en la reciente instalación (año 2016) de una pasarela de madera que abarca la práctica totalidad de su superficie, si bien no ha impedido el trasiego humano a través de los surcos artificiales formados por el continuo pisoteo.

De este modo, la elección de los transeptos que se muestran en la figura 192 y del número de muestras se ha encontrado condicionado por la naturaleza estructural y las barreras arquitectónicas detectadas durante el proceso de muestreo.

Espacialización de los resultados obtenidos

Tamaño medio de partícula



Figura 192. Mapa de distribución del tamaño medio de partícula de las muestras de sedimento colectadas en el tramo tercero. Fuente: Elaboración propia.

Grado de clasificación (Sorting)

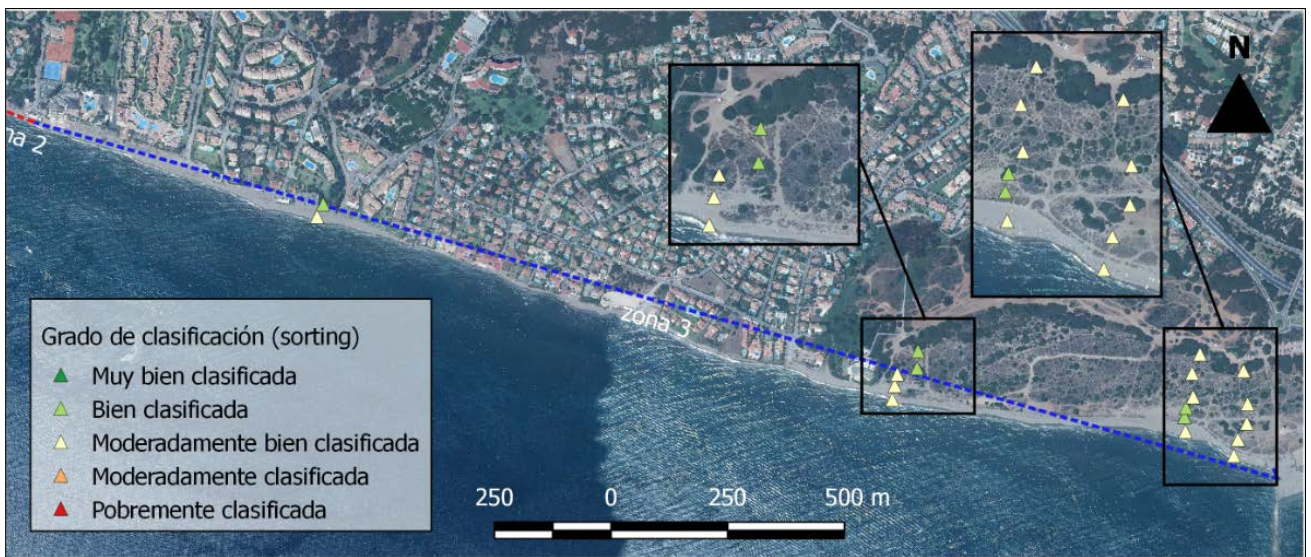


Figura 193. Mapa de distribución del grado de clasificación (*sorting*) de las muestras de sedimento colectadas en el tramo tercero. Fuente: Elaboración propia.

Grado de asimetría (Skewness)



Figura 194. Mapa de distribución del grado de asimetría (*skewness*) de las muestras de sedimento colectadas en el tramo tercero. Fuente: Elaboración propia.

Parámetro de curtosis (Kurtosis)

Figura 195. Mapa de distribución del parámetro de curtosis (*kurtosis*) de las muestras de sedimento colectadas en el tramo tercero. Fuente: Elaboración propia.

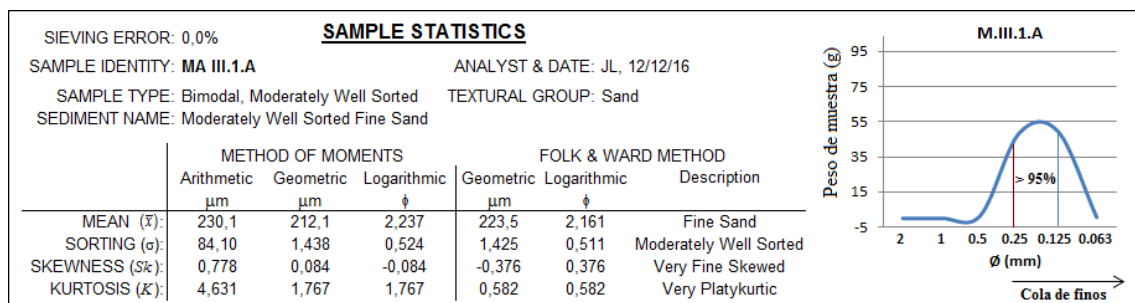
Resultados cuantitativos y cualitativos por transeptosTransecto III.1

Figura 196. Resultados obtenidos en la muestra III.1.A. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

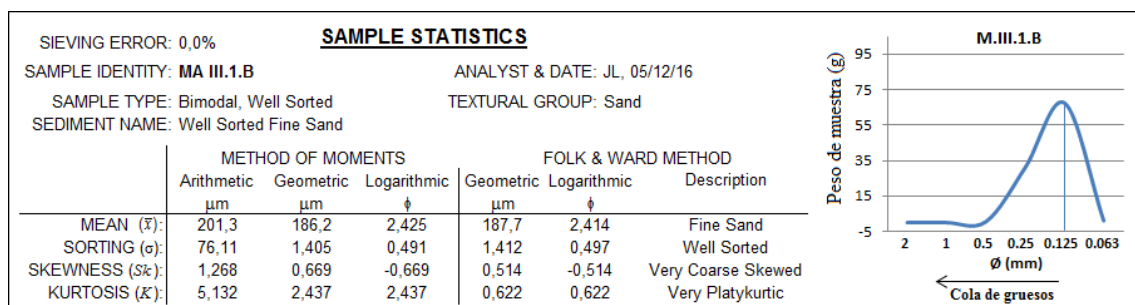


Figura 197. Resultados obtenidos en la muestra III.1.B. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

Los resultados obtenidos en el transecto III.1 revelan la mayor composición en partículas de arena fina del sistema dunar respecto a los depósitos de playa, lo cual se traduce nuevamente en la mejoría del grado de clasificación. Sin embargo, también se aprecian ligeras diferencias respecto a los patrones registrados en casos anteriores. De acuerdo con la figura 196, las fracciones de peso retenidas en el rango de tamaño de 0,25 y 0,125 mm son prácticamente idénticas, siendo superior la presencia de arena fina respecto a media (cola de gruesos) en un orden de magnitud de un 1 o 2%, proceso que, sorprendentemente, deriva en el registro de asimetría positiva (cola de finos). No sería descartable que este fenómeno indique la limitación de la herramienta GRADISTAT® en muestras con fracciones granulométricas muy semejantes en peso. En lo que respecta a la curtosis, ambas muestras han sido clasificadas como ‘muy platicúrticas’. La muestra A no daría lugar a dudas, sin embargo la muestra B sí podría suscitar controversia, pues la predominancia de arena fina frente a media supera dos órdenes de magnitud. El relicto dunar analizado, tal como muestran las figuras 192 a 195, no constituye una vía de acceso a la playa, hecho que podría estar facilitando la labor constructiva de los agentes responsables del transporte sedimentario y que derivaría, finalmente, en el registro de adecuados valores de *sorting*. Según se aprecia además en dichas figuras, destaca la presencia de un arroyo inmediatamente al este del punto de muestreo. Se trata del arroyo de Las Cañas, potencialmente activo en épocas de precipitaciones intensas ya que mantiene un cierto nivel de agua permanentemente. Sin embargo, no se han registrado rangos de tamaños gruesos propios de ambientes de desembocadura fluvial, lo cual podría estar indicando que la dirección de transporte es de componente este, es decir, hacia las dunas de Artola.

Transecto III.2

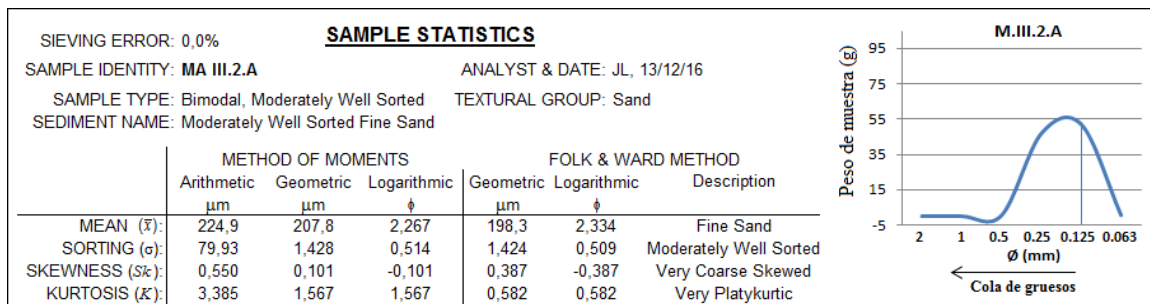


Figura 198. Resultados obtenidos en la muestra III.2.A. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

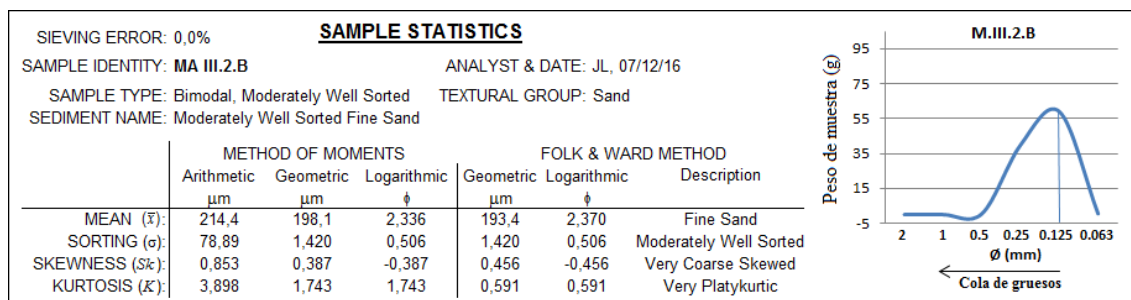


Figura 199. Resultados obtenidos en la muestra III.2.B. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

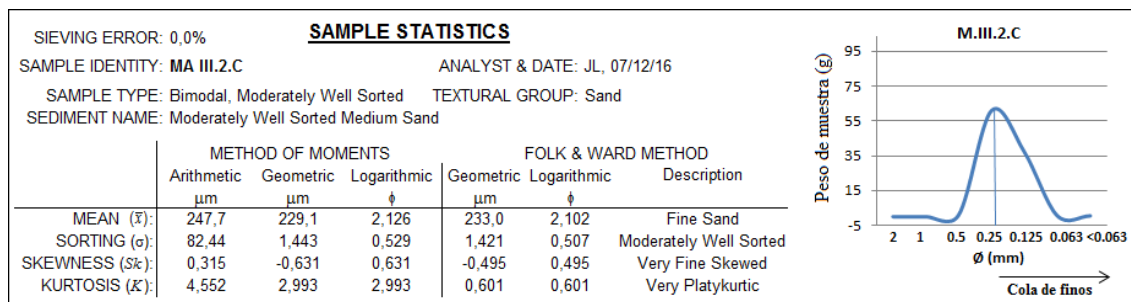


Figura 200. Resultados obtenidos en la muestra III.2.C. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

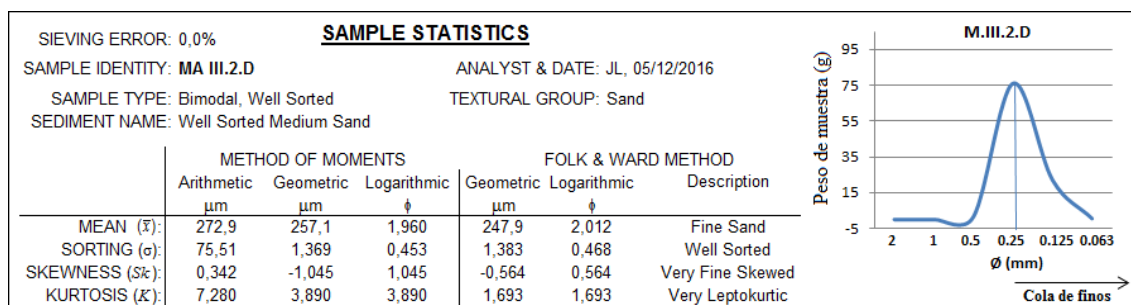


Figura 201. Resultados obtenidos en la muestra III.2.D. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

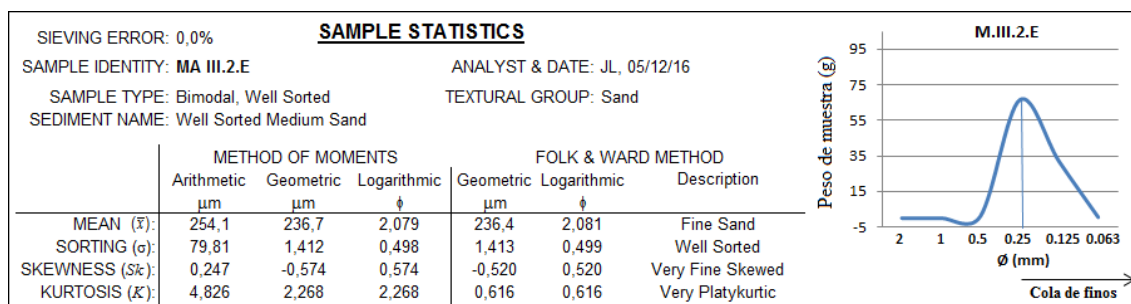


Figura 202. Resultados obtenidos en la muestra III.2.E. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

Los resultados que arrojan las figuras 198 a 202 revelan una distribución opuesta a los patrones registrados en casos anteriores y a lo que se esperaría en un sistema playa-duna estable, caracterizado en este caso por la predominancia de partículas de arena fina sobre media en la zona más cercana a la influencia del oleaje y en el progresivo aumento de tamaño a medida que se profundiza en el perfil dunar, tendencia que se repite idénticamente en el transepto III.3 y de forma muy similar en el III.4 (Fig. 192). En algunos casos, como en la muestra D, la predominancia de arena media frente a fina es muy significativa, lo cual deriva en que describa una distribución muy leptocúrtica. De igual forma, se observa a su vez un ligero aumento de la presencia de partículas de arena gruesa (0,5 mm) en los depósitos de duna respecto a los de playa. Considerando la lejanía de las dunas de Artola respecto a las fuentes de aporte sedimentario al sistema litoral, resultaría más coherente que el sistema sedimentario se hallase compuesto en su mayoría por partículas de textura fina. La inversión de los patrones granulométricos habituales en el sistema dunar de mayor dimensión del área de estudio hacen pensar nuevamente en las dos opciones que se vienen barajando en el presente estudio, bien un origen antrópico dado que el entorno de la playa de Cabopino es el que concentra el mayor reclamo turístico, y por tanto mayores presiones, o bien que el origen de las partículas más gruesas, en este caso de 0,5 mm, se encuentre en un flujo sedimentario, en dirección normal a la costa, de partículas estrictamente procedentes de la red hidrográfica en tiempo pasado. Al no tratarse de partículas muy gruesas, es decir, aquellas con un diámetro entre 1 y 2 mm, y en escasa proporción (apenas el 1%) es posible que este registro se deba simplemente a la variabilidad del tamaño de partícula entre las crestas y valles a lo largo del perfil dunar, tal como advierten [Lancaster \(1981\)](#) o [Purkait et al. \(2015\)](#) entre muchos otros. La obtención de un parámetro de *sorting* que mejora ligeramente a medida que se avanza a lo largo del perfil dunar revela que los agentes responsables del transporte sedimentario se encuentran activos en esta zona.

Transepto III.3

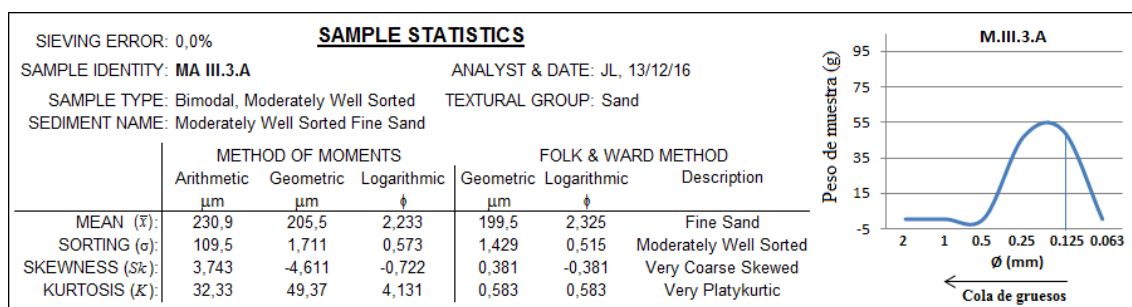


Figura 203. Resultados obtenidos en la muestra III.3.A. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

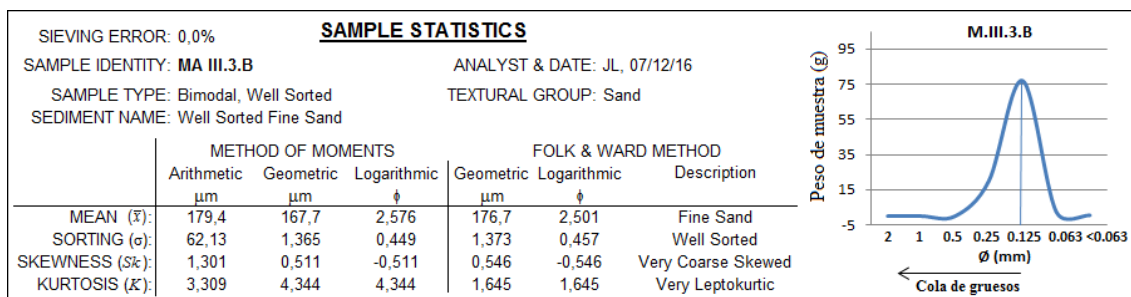


Figura 204. Resultados obtenidos en la muestra III.3.B. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

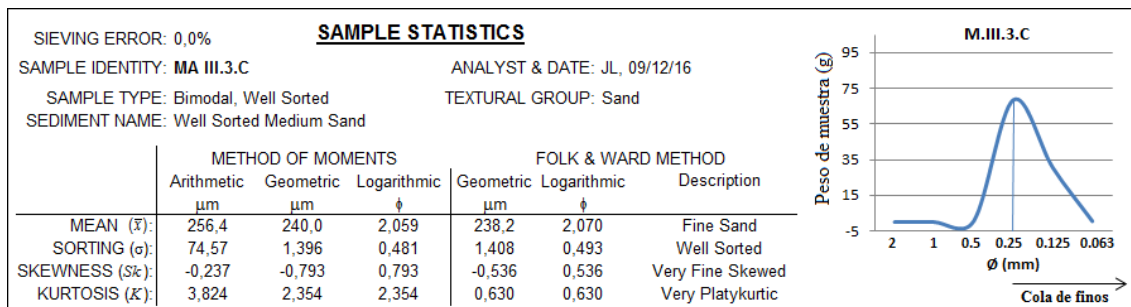


Figura 205. Resultados obtenidos en la muestra III.3.C. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

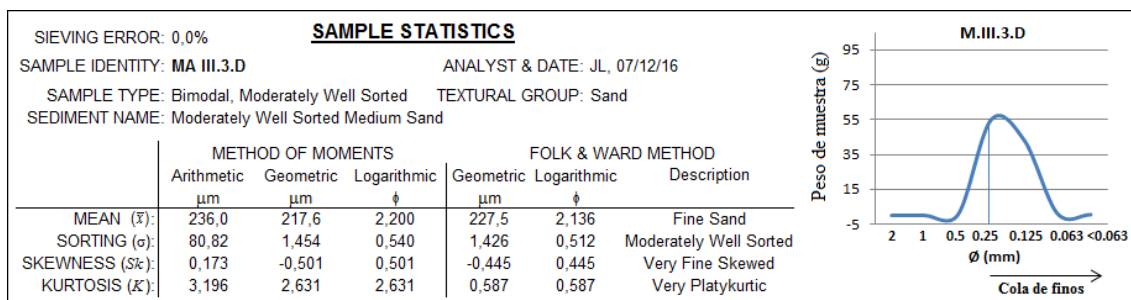


Figura 206. Resultados obtenidos en la muestra III.3.D. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

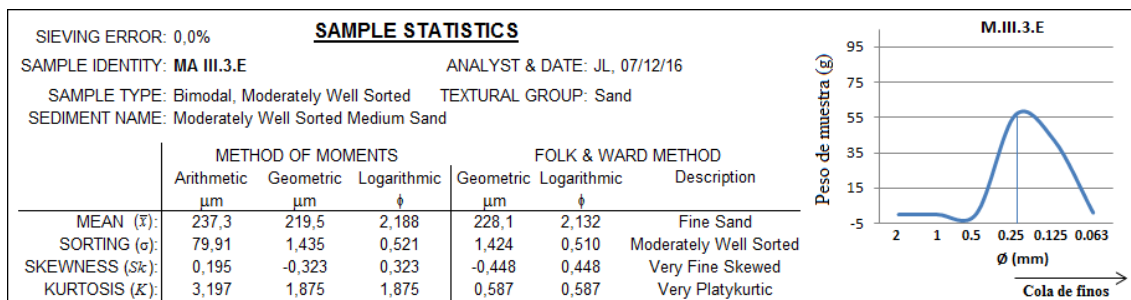


Figura 207. Resultados obtenidos en la muestra III.3.E. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

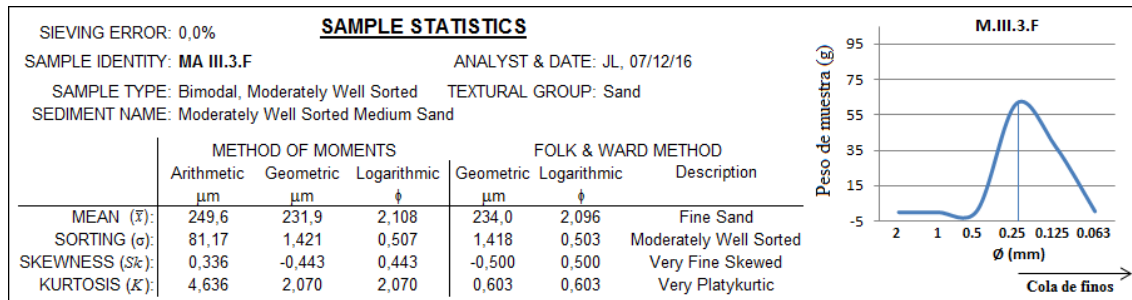


Figura 208. Resultados obtenidos en la muestra III.3.F. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

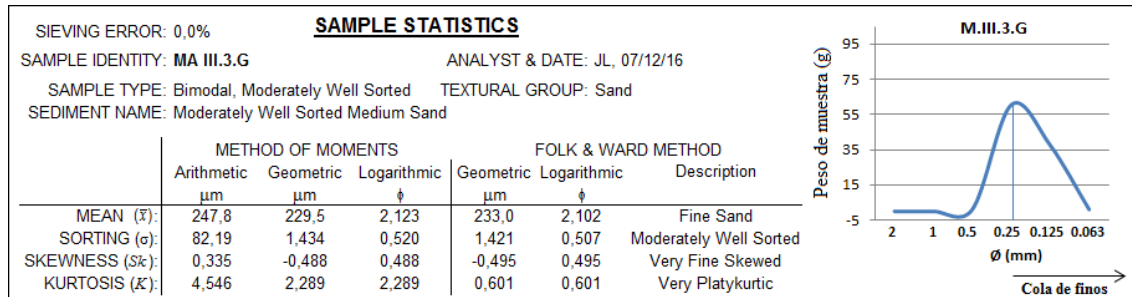


Figura 209. Resultados obtenidos en la muestra III.3.G. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

Según se apuntó en el caso anterior, el patrón de distribución granulométrica de las muestras colectadas a lo largo del transepto III.3 describe la misma tendencia que el III.2, lo cual resta probabilidad al hecho de que se trate de un fenómeno casual. En este caso, y a diferencia del anterior, el desfase más pronunciado entre los diferentes rangos de tamaños registrados se obtiene en la muestra B (en el caso anterior se registró en la D), es decir, en el primer frente dunar, con un claro predominio de arena fina sobre media que deriva consecuentemente en su distribución muy leptocúrtica y buen grado de *sorting*. A partir de este lugar hasta la finalización del transepto, el patrón de distribución cambia bruscamente hacia una situación opuesta en la que, sin embargo, las diferencias entre las clases de tamaño predominantes (0,25 y 0,125 mm) no son muy significativas, registrando así un parámetro de curtosis de tipo platicúrtico y un grado de clasificación moderadamente bueno en todos los casos. Tal y como se apuntó anteriormente, este no responde al patrón habitual que se esperaría de un sistema dunar en construcción, en cuyo caso el *sorting* debería ceñirse al rango de ‘bueno’ o ‘muy bueno’ a medida que se profundiza en el perfil dunar. La estabilización de los valores obtenidos en torno a ‘moderadamente bueno’ sugieren tal vez que el sistema dunar se encuentre actualmente en una situación estable, es decir, ni sometida a procesos de acreción ni tampoco a intensos fenómenos erosivos causantes de la distorsión de los parámetros granulométricos del sedimento. Sea este el caso o no resulta indudable que el factor antrópico es una realidad en este entorno, y que, además, el registro de arenas gruesas (0,5 mm) de forma recurrente en los puntos más profundos del perfil dunar, aunque en proporciones muy bajas (1-2%), podrían poner sobre la mesa otras hipótesis sobre su génesis, tal como su estricta procedencia fluvial.

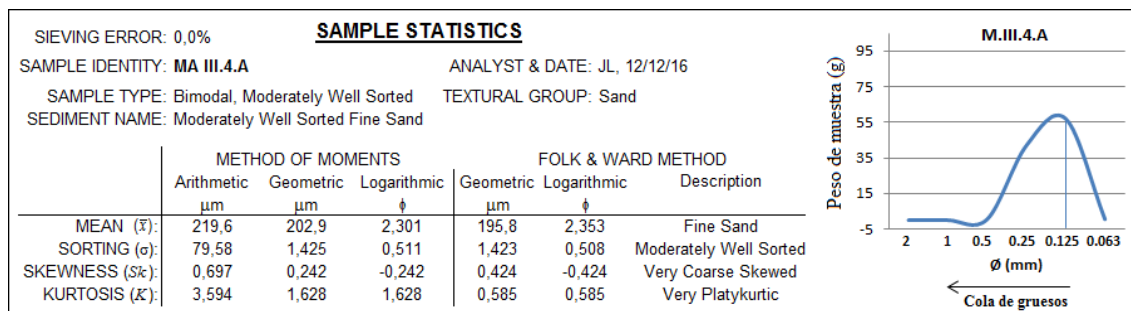
Transecto III.4

Figura 210. Resultados obtenidos en la muestra III.4.A. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

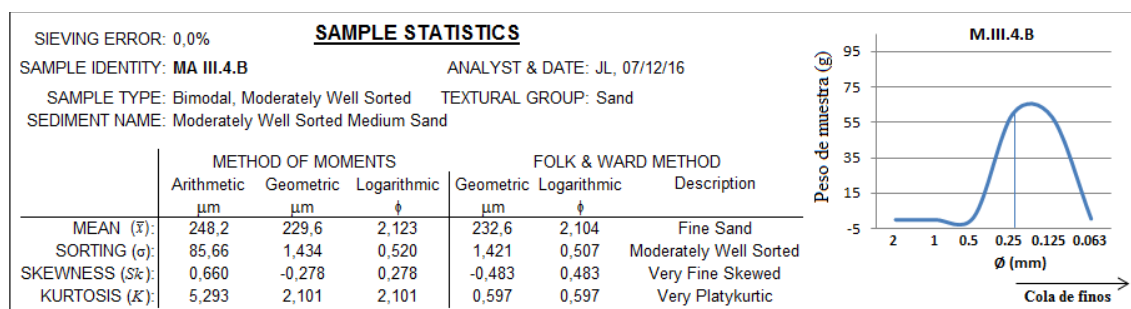


Figura 211. Resultados obtenidos en la muestra III.4.B. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

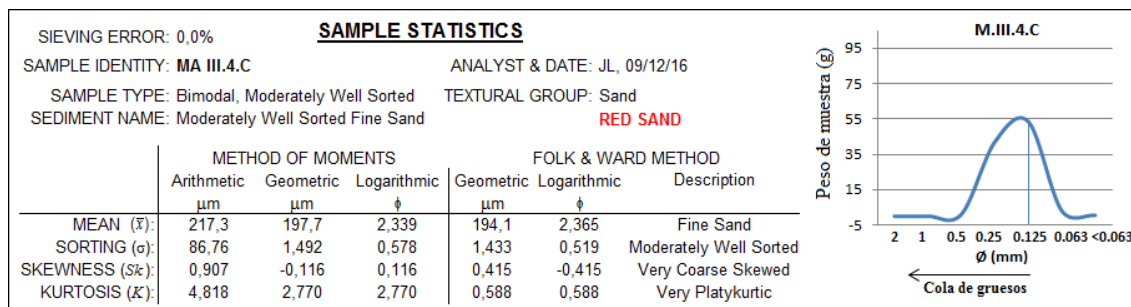


Figura 212. Resultados obtenidos en la muestra III.4.C. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

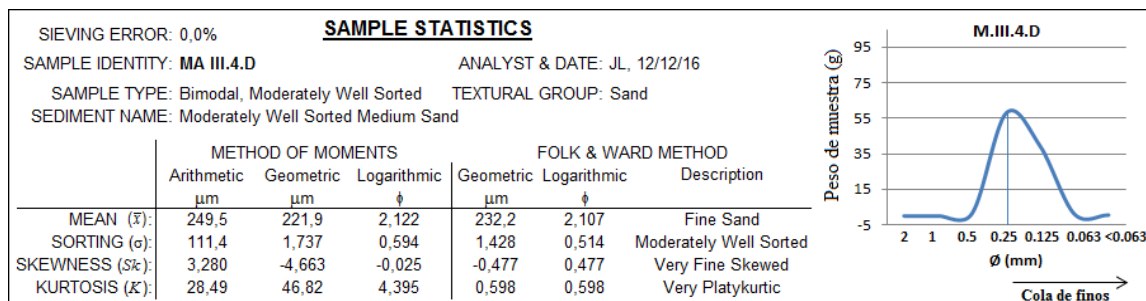


Figura 213. Resultados obtenidos en la muestra III.4.D. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

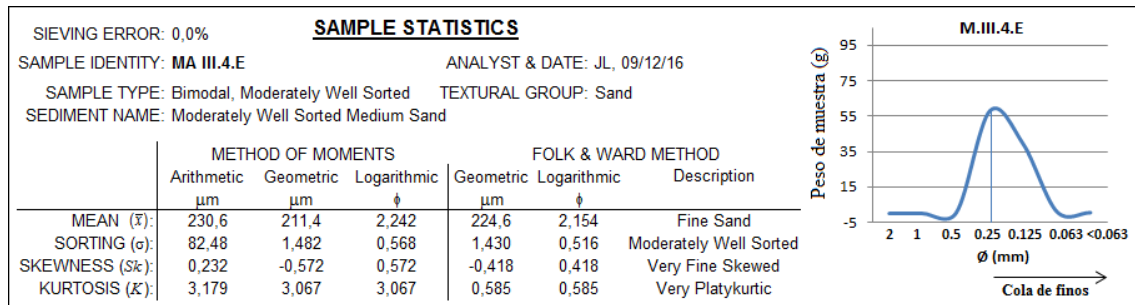


Figura 214. Resultados obtenidos en la muestra III.4.E. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos obtenidos mediante el uso de GRADISTAT®.

Según revelan las figuras 210 a 214, las fracciones de peso retenidas en las clases de tamaño de arena media (0,25 mm) y arena fina (0,125 mm) no experimentan diferencias muy significativas entre ellas, razón por la que la totalidad de las muestras tomadas en el transepto III.4 son de tipo platicúrticas. El grado de clasificación, en todos los casos de tipo ‘moderadamente bueno’, también resulta coherente con semejante registro, ya que siempre predomina ligeramente una clase de tamaños sobre otra. El registro de limos (< 0,063 mm) en las muestras más alejadas a la influencia del oleaje podrían ser un reflejo de la actividad de los mecanismo de transporte eólico, al menos en tiempo pasado, o quizás se traten de depósitos directamente procedentes de la red hidrográfica que se encontraba activa en este lugar en el pasado. Los valores de *sorting* obtenidos podrían derivar en la misma interpretación que se adoptó en el transepto anterior, informando de un estado de estabilidad en los mecanismos que regulan la dinámica de los sedimentos en el sistema playa-duna.

3.4 Datación de muestras de sedimentos por luminiscencia óptica

Tal y como se avanzó en el apartado metodológico, la datación de una muestra de sedimentos mediante la técnica *O.S.L* fue llevada a cabo por el Laboratorio de Luminiscencia de la Universidad de Liverpool, en el Reino Unido. Por esta razón, se ha optado por incluir el resultado obtenido como un elemento de discusión al objeto del presente estudio y no como un producto obtenido por los autores de este trabajo, describiéndolo en su apartado correspondiente más adelante.

4. Discusión de los resultados

4.1 Análisis del marco normativo y competencial actual sobre la gestión de recursos hídricos (y potencialmente sedimentarios) en el embalse de La Concepción.

Ante la anulación de los mecanismos naturales que sirven de aporte sedimentario a los sistemas litorales, aquellas áreas cuya economía se encuentra centralizada en torno al aprovechamiento de la costa requieren, de forma indispensable, la búsqueda de fuentes accesorias que sirvan de provisión de sedimentos a las playas.

En la presente Tesis se ha abordado extensamente el marco normativo que regula la gestión de los recursos hídricos contenidos en los embalses españoles, así como en el caso concreto del embalse de La Concepción, cuya titularidad recae sobre la Administración Regional, a la búsqueda de algunas pautas que regulen la gestión de los sedimentos retenidos en los embalses. El resultado obtenido tras su análisis revela la completa ausencia de actuaciones de extracción y reutilización del sedimento. Ante este panorama, se optó por valorar otras experiencias llevadas a cabo en el sector privado de aprovechamiento hídrico en España, así como algunas experiencias internacionales llevadas a cabo en China o Puerto Rico entre otras, mostrando en conjunto la existencia de numerosas técnicas que podrían ser aplicadas en cualquier embalse de titularidad pública de España. Sin embargo, el embalse de La Concepción plantea una dificultad añadida a este tipo de actuaciones y que ya ha sido advertida con anterioridad, basada en la probable presencia metales pesados en los sedimentos que contiene, procedentes en su mayoría de los afloramientos peridotíticos de Sierra Real (Fig. 218). En este apartado se pretende avanzar en el planteamiento del paradigma de la gestión de sedimentos en los embalses, abordando la problemática de la contaminación de sedimentos por metales pesados y la metodología de remediación para su posterior reutilización.

La contaminación de las masas de agua y el suelo por metales pesados constituye una problemática muy extendida a escala global, hallándose frecuentemente asociada al desarrollo de actividades económicas, en ciertos casos de forma negligente, tales como la explotación de recursos minerales o determinados procesos industriales. De acuerdo con [Van Gosen *et al.* \(2010\)](#), se entiende por minerales pesados aquellos cuya gravedad, término análogo al de densidad, es mayor de $2,85 \text{ g/cm}^3$, valor ligeramente superior al término que adquiere el cuarzo ($2,65 \text{ g/cm}^3$), frecuentemente utilizado a título comparativo. Según revela la citada fuente, existe una amplia variedad de minerales pesados en la corteza terrestre, todos ellos abundantes en elementos como el hierro, magnesio, manganeso, titanio, aluminio, mercurio, cadmio o plomo entre otros. De este modo, la naturaleza litológica del suelo, junto con el modelo de explotación de los recursos minerales presentes en la corteza terrestre, constituyen factores determinantes que rigen la presencia de determinado tipo de minerales y la ocurrencia de posibles fenómenos de contaminación química a escala local.

En el caso de Andalucía, se han identificado algunos casos en los que la contaminación de masas de agua por metales pesados de origen antropogénico ha adquirido una magnitud catastrófica. El caso más conocido, y con mayor repercusión ambiental y también mediática, aconteció en el año 1998 en Aznalcóllar (Sevilla), suceso en el que se produjo la rotura del muro de contención de una balsa de decantación de lodos piríticos procedentes de actividades mineras extractivas y el posterior vertido de 6 hm³ de dichos lodos al río Agrio, afluente del río Guadamar, afectando irreversiblemente a 62 km. de cauce fluvial y a 4.630 Ha. de suelo entre las provincias de Sevilla y Huelva (Arenas *et al.*, 2001). Otro caso acontecido en un área cercana fue el de la presa de Alcolea, cuya proyección se inició a mediados de los años 90 del siglo pasado sobre el cauce del río Odiel, en la provincia de Huelva, encontrándose actualmente en fase de finalización a pesar de constituir un escenario significativamente desfavorable para el almacenamiento de recursos hídricos.

De este modo, la contaminación de sedimentos fluviales constituye una problemática real. Tal y como se ha mencionado, una de las principales dificultades que mostraría una hipotética actuación sobre el sedimento retenido en el embalse de La Concepción residiría en la presencia de peridotitas. Éstas se componen mayoritariamente de Olivinos (A₂SiO₄), constituidos frecuentemente por metales (A) como el hierro, formando en este caso la Fayalita (Fe₂SiO₄), y el magnesio, dando lugar a la Forsterita (Mg₂SiO₄). En menor proporción se componen también de Piroxenos (XYSi₂O₆), correspondiendo el índice X a minerales tales como el calcio, sodio, hierro, magnesio o manganeso entre otros, y el índice Y al cromo, aluminio, titanio, hierro, magnesio o manganeso. Tras el contacto entre el bicarbonato cálcico, procedente de la disolución de la calcita (CaCO₃), la cual configura la litología de S. Blanca y de gran parte de la vertiente oriental de la cuenca hidrográfica del río Verde, con los iones de hierro (Fe²⁺) y magnesio (Mg²⁺) que componen los olivinos y piroxenos de las peridotitas, se produce la formación de la Ankerita y Dolomita respectivamente, ambos minerales de elevado pH (básicos), en la forma que indican las reacciones químicas expresadas en (43), (44) y (45). Otro proceso químico recurrente en el área de estudio deriva de la interacción de los olivinos de las peridotitas con el agua en presencia de cuarzo, compuesto silíceo recurrente en los sistemas montañosos que configuran el área de estudio, resultando finalmente en la formación de amianto, un producto de elevada toxicidad también llamado Crisótilo (perteneciente al grupo de las Serpentinias), en la forma que indica la reacción química presentada en (46).

Disolución de la Calcita:



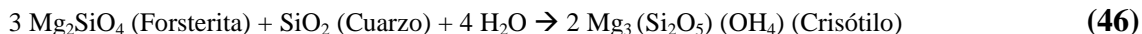
Formación de la Dolomita:



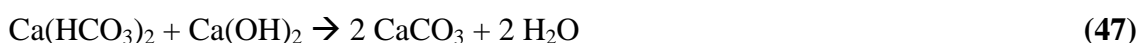
Formación de la Ankerita:



Interacción de las peridotitas con el agua:



Los productos de cada una de estas reacciones químicas tenderían a flocular a lo largo de la columna de agua y a depositarse finalmente en el lecho del embalse junto con las partículas de sedimento por acción del hidróxido cálcico ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) en un proceso de precipitación química. El más común es el proceso de descarbonatación, el cual se presenta en la **ecuación 47**, a partir del que se produciría la precipitación de la Ankerita y la Dolomita junto con el carbonato cálcico.



El marco normativo europeo encargado de regular la emisión de elementos contaminantes a la atmósfera y al suelo tuvo su origen en el [Convenio de Ginebra](#), sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia, ratificado en el año 1982. Posteriormente fue aprobado el [Convenio de Aarhus](#), sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia provocada por contaminantes orgánicos persistentes, ratificado en el año 1998. La figura normativa actual que regula la gestión de los residuos contaminantes y el régimen jurídico de los suelos contaminados en España es la [Ley 22/2011, de 28 de julio](#), sobre residuos y suelos contaminados.

No obstante, cuando el origen de los residuos contaminantes procede de la extracción de recursos minerales, el Artículo 2 del citado instrumento normativo remite al [Real Decreto 975/2009, de 12 de junio](#), sobre gestión de los residuos de industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras, como el instrumento normativo competente. En Andalucía, el reglamento actual encargado de regular el régimen aplicable sobre suelos contaminados es el [Decreto 18/2015, de 27 de enero](#). Dicho reglamento es de aplicación a los suelos de la Comunidad Autónoma de Andalucía sobre los que se ha llevado a cabo, o se desarrolle en la actualidad, alguna actividad contaminante de las que se encuentran recogidas en el [Real Decreto 9/2005, de 14 de enero](#). Este instrumento expone, en su anexo primero, una relación de aquellas actividades industriales potencialmente contaminantes, entre las que cabe destacar la extracción de minerales no férreos, a excepción del uranio y el torio, y la fundición de metales.

De ello podría deducirse que la extracción de metales pesados que derivan del hierro, como la magnetita, no supondría una actividad potencialmente contaminante, sin embargo el proceso de fundición que se llevó a cabo en Marbella a mediados del S. XIX pudo quizás imprimir de cierto grado de contaminación al suelo del área de estudio, cuyo elevado tiempo de residencia haría presuponer su posible persistencia en la actualidad.

El Decreto 18/2015 anteriormente mencionado, por su parte, excluye de su ámbito de aplicación a aquellos suelos permanentemente cubiertos por una lámina de agua artificial, como sería el caso de un embalse, evidenciándose nuevamente la inexistencia de instrumentos específicos en la normativa española que regulen la gestión de la presencia de sustancias contaminantes en infraestructuras hidráulicas de titularidad pública.

Aun así, existen ciertos casos en los que la problemática de la contaminación ha alcanzado una dimensión tan elevada que ha requerido la implementación de medidas extraordinarias. La actuación más reconocida y pionera en España, en la actualidad sin concluir debido a ciertas irregularidades administrativas, es la descontaminación química de una fracción de lodos tóxicos depositados en el lecho del embalse de Flix, en Tarragona (Barcelona), cuya titularidad corresponde a la Agencia Catalana del Agua y la Confederación Hidrográfica del Ebro.

Según el informe de viabilidad de dicho procedimiento ([AcuaMed, 2007](#)), el embalse provocó la retención de una partida de lodos de aproximadamente 920.000 Ton. en su margen derecha, a su paso por la localidad de Flix, en la que se registraron elevadas concentraciones de mercurio y otros metales pesados vertidos de forma prolongada por una planta industrial destinada, en su inicio, a la producción de cloro. Como consecuencia, el embalse experimentó un descenso muy significativo de su capacidad de almacenamiento, reduciéndose de 11 hm³ iniciales a 4 hm³, nótese que el embalse de La Concepción dispone de una capacidad aproximada de 57 hm³, destinándose sus recursos hídricos a la producción de energía hidroeléctrica y a satisfacer el consumo urbano de varias localidades próximas a Tarragona.

Ante la magnitud de la problemática, se optó por extraer los lodos, descontaminarlos en infraestructuras externas y reintroducir el sedimento libre de partículas tóxicas en el cauce fluvial, lo cual repercutiría en una recuperación de capacidad de almacenamiento del embalse de 1 hm³. La empresa encargada de llevar a cabo la actuación fue la sociedad estatal AcuaMed (Aguas de las Cuencas Mediterráneas S.A), valorando la inversión de capital en 190 millones de euros.

La extracción del volumen de sedimentos que se encontraban expuestos en superficie fue llevada a cabo mediante excavación mecánica en seco, mientras que el volumen de lodos sumergidos fueron retirados mediante labores de dragado.

Una vez extraídas las partidas de sedimento programadas para cada día (1.000 – 1.500 Ton.), un proceso muy controlado en el tiempo dado que un exceso en la extracción podía ocasionar un aumento en la turbidez y la fuga de partículas contaminantes fuera del área delimitada, éstas fueron inicialmente clasificadas según su granulometría y posteriormente deshidratadas para facilitar su manipulación y transporte. Los residuos líquidos extraídos durante el proceso fueron depurados y posteriormente devueltos al cauce fluvial.

A partir de la experiencia cosechada en el embalse de Flix es posible extraer que la retirada de un volumen determinado de sedimentos contaminados por metales pesados del lecho de un embalse para su descontaminación química y posible reutilización supondría una actuación sumamente costosa y únicamente válida sobre partidas sedimentarias muy concretas. La hipotética aplicación de este tipo de procedimientos en el embalse de La Concepción implicaría su paralización durante un período indeterminado de años, lo cual también supondría un serio impedimento dado que comprometería la demanda de los municipios de la Costa del Sol Occidental. Finalmente, el hecho de que una mejora de la capacidad de almacenamiento del embalse de Flix de un 10% aproximadamente (1 hm³ de recuperación respecto a los 11 hm³ totales) repercutiera en una inversión de 190 millones de euros suscitaría cierta controversia social, más si cabe en el actual escenario de austeridad económica en el que se encuentra España y Andalucía.

La problemática de la contaminación del agua y los sedimentos retenidos en los embalses ha despertado gran interés a escala internacional, destacando nuevamente en este escenario el caso de los Estados Unidos. En este sentido, la *United States Geological Survey* desarrolló un instrumento de medida que permitía revelar las interacciones físico-químicas y procesos de transferencia de elementos contaminantes que se producen entre las partículas de sedimento que se asientan sobre el lecho y la masa de agua que se sitúa sobre ellas (Fig. 215), fenómeno que definieron específicamente como flujo béntico (*Benthic flux*).

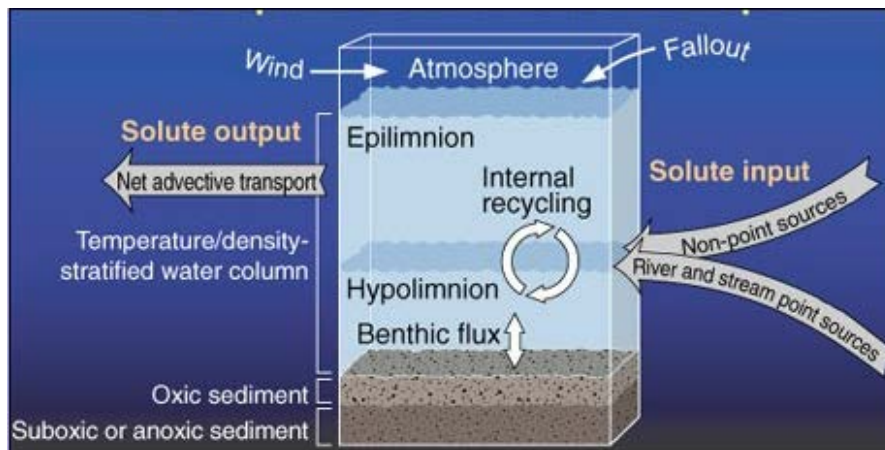


Figura 215. Ilustración del proceso de flujo béntico en un embalse.
Fuente: *United States Geological Survey*.

Tras aplicarlo en diferentes ambientes en los Estados Unidos (Kuwabara *et al.*, 1999; 2002; 2003a; 2003b, entre otros), entre ellos varios embalses, se obtuvieron una amplia variedad de 1) datos físicos, principalmente sobre la textura y porosidad de los sedimentos, 2) químicos, sobre el consumo de oxígeno, concentración y flujo de mercurio, carbono orgánico y sulfatos, y 3) biológicos, sobre concentración de clorofila-a y volumen de macro-invertebrados, demostrando en conjunto la existencia de flujos bidireccionales de mercurio, zinc y ortofosfatos entre la capa de sedimentos de fondo y la masa de agua situada sobre ella.

Respecto a la implicación del estudio y conocimiento de los mecanismos que rigen el comportamiento del flujo béntico en el marco de la gestión de sustancias contaminantes en ambientes fluviales y artificiales, [Kuwabara et al. \(2003a\)](#) concluyeron que dicho proceso debía ser considerado cuidadosamente a la hora de valorar las posibles repercusiones que las labores de remediación del sedimento contaminado presentan sobre los ecosistemas acuáticos, en parte motivado por el hecho de que el flujo béntico constituye un mecanismo de transporte de sustancias contaminantes inherente al medio acuático que se produce con anterioridad al momento en el que las labores de remediación son llevadas a cabo.

En el año 2005, la Agencia de Protección Medioambiental de los Estados Unidos elaboró una guía técnica mediante la cual se abordó la problemática de la contaminación de los sedimentos retenidos en un medio fluvial o artificial, fundamentado en la adversidad que implica sobre la navegación y el uso recreativo de los ríos en los Estados Unidos así como en el riesgo que supondría la incorporación de partículas contaminantes en peces de consumo para la población ([U.S.E.P.A, 2005](#)). En lo que concierne a los procedimientos habituales para la remediación del sedimento, dicho documento refleja la excavación mecánica y el dragado como las técnicas de mayor uso, siendo éstas las técnicas que fueron empleadas en el embalse de Flix en Tarragona.

Según la citada fuente, la descontaminación de sedimentos se lleva a cabo en varias fases (Fig. 216), coincidiendo igualmente con el procedimiento adoptado en el embalse de Flix, lo cual informa de un cierto nivel de consenso a la hora de implementar este tipo de actuaciones.

A pesar de la existencia de otros procedimientos *in-situ* de gestión de sedimentos contaminados, tales como la recuperación natural monitorizada o la cobertura de una capa de partículas tóxicas con una capa de sedimentos estables, por ejemplo gravas, rocas o material sintético (*Sediment capping*), la remoción de sedimentos mediante dragado o excavación constituiría el único procedimiento mediante el cual es posible tratar el material tóxico y poder reasignarles otro tipo de uso.

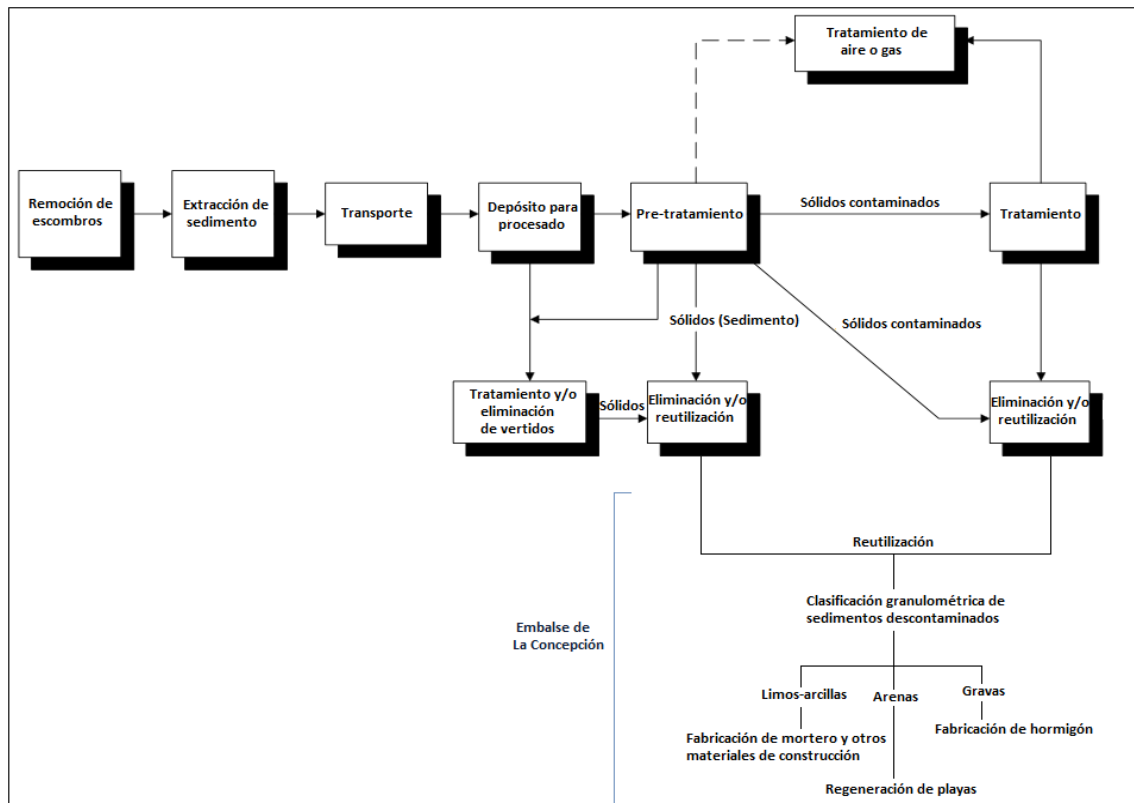


Figura 216. Fases del proceso de remediación de sedimentos en un medio fluvial o artificial.
Fuente: Editado de U.S.E.P.A (2005).

Considerando lo expuesto en la figura 216, quizás la activa orografía que infiere la cercanía de los Sistemas Béticos imprimiría una dificultad añadida a la fase de transporte del sedimento extraído, así como a su posterior procesamiento en infraestructuras externas al embalse, disponiendo no obstante de unas condiciones estructurales y una ubicación geográfica, a priori, favorables para la aplicación de este tipo de medidas.

Tomando como referencia el plan de actuación propuesto por la U.S.E.P.A, se ha incluido en la figura 216 una ampliación del procedimiento adaptada a una hipotética remediación de los sedimentos depositados en el embalse de La Concepción para su posterior reutilización, por ejemplo, en la regeneración de playas.

De acuerdo con Dean (1991), los principales factores que preocupan a la hora de diseñar proyectos de regeneración de playas son a) el método de vertido de sedimentos sobre la playa, b) el lugar más apropiado para su vertido y c) el tamaño de grano del sedimento de reposición, recayendo sobre este último el mayor grado de importancia. Uno de los aspectos sobre los que se ha prestado mayor atención en los Estados Unidos ha sido la búsqueda de fuentes de sedimentos óptimas para su uso en la regeneración de playas, es decir, con un adecuado volumen, composición química y granulometría (Meisburger, 1990). La mayor atención ha recaído en los depósitos de sedimentos *offshore*, debido a que la extracción y gestión de los depósitos continentales (*Inland sources*) ha resultado, en algunos casos, insostenible en términos económicos, de calidad y de volumen disponible (Williams, 1986; Finkl et al., 1997).

No obstante, también se ha advertido en ciertos casos, como por ejemplo en el embalse de Rindge en California (U.S.B.R, 1995; Capelli, 1999), sobre la adecuación del uso de partidas concretas de sedimentos extraídas de los embalses como fuente potencial de aporte para la regeneración de las playas. Este tipo de actuaciones se han previsto especialmente necesarias en aquellas áreas en las que la construcción de obras de ingeniería hidráulica en la red hidrográfica principal ha supuesto una de las principales causas de la aparición de fenómenos erosivos en la costa (Schleiss *et al.*, 2014), por ejemplo California, de la misma forma que también ha ocurrido en el área de estudio. Según C.D.B.W.S.C.C (2002), el uso de los sedimentos retenidos en los embalses persigue dos objetivos esenciales, actuar como fuente de aportes para la regeneración de las playas y contribuir tangencialmente a la recuperación de la capacidad de almacenamiento original del embalse.

En la Unión Europea, principalmente en los países de la cuenca mediterránea especialmente afectados por la problemática de la erosión de la costa, como son España, Francia, Italia o Grecia entre otros, también se ha investigado sobre la existencia de depósitos de sedimentos susceptibles de ser utilizados para la regeneración de las playas, concretamente a través de iniciativas con financiación procedente de la Comisión Europea como los proyectos SAFE (1996-1999), Beachmed (2001-2004), Beachmed-e (2005-2008), OURCOAST (2009-2012), y Beachmed-3 (Macro-Proyecto pendiente de aprobación en el marco 2010-2020). La fuente de los sedimentos, en algunos casos objeto de máximo secreto, es comúnmente rastreada en la plataforma continental mediante análisis geofísicos, tal y como se llevó a cabo en el Proyecto Beachmed-e, en el que se localizó un depósito de sedimentos con un volumen aproximado de 42 millones de metros cúbicos próximo a Grecia susceptible de ser utilizado para la regeneración de las playas.

La atención sobre la reutilización de depósitos de sedimentos terrígenos, como los retenidos en los embalses, se ha encontrado más limitada que en los Estados Unidos. Quizás la razón de ello se fundamente en que estos sedimentos, en su mayoría de textura limosa y arcillosa, no presentan unas propiedades estructurales atractivas para su utilización en las playas, debiendo considerarse además el nivel de contaminantes que puedan incorporar, tomando como premisa esencial que el objetivo central de la regeneración de las playas es su adecuación como atractivo turístico (Hanson *et al.*, 2002). Este es precisamente el argumento resultante de un estudio llevado a cabo en Monterrey (California, U.S.A) en el año 2008, en el que se valoró la utilización de sedimentos terrígenos procedentes de tres embalses, desechándose esta posibilidad en todos los casos debido a su elevada composición en limos y arcillas, los elevados costes que implicaba su extracción y transporte y, finalmente, la elevada presencia de granitos, imprimiendo en conjunto un aspecto inadecuado a las playas (P.W.A, 2008).

En el caso de España, el Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (M.A.P.A.M.A, 2008) refleja, entre las políticas de control de la regresión de la línea de costa, la posible gestión de áridos en los embalses, si bien no se aprecia la existencia de una figura normativa específica que regule esta actuación. De acuerdo con Hanson *et al.* (2002), el sistema estadounidense de regeneración de playas es consistentemente más dinámico y flexible que el que se ha desarrollado en diferentes países de la Unión Europea, en tanto es capaz de adaptarse a las necesidades locales así como a posibles variaciones. En cuanto a España, la citada fuente advierte de su tendencia a la práctica de medidas correctoras en lugar de preventivas, mostrando en definitiva la carencia de actuaciones a largo plazo sobre la gestión de la costa. Esta percepción también podría extrapolarse a la gestión de áridos en los embalses españoles. Siendo conscientes de los inconvenientes económicos y estructurales que suscitaría la extracción y tratamiento de los sedimentos retenidos en los embalses según se ha apuntado a lo largo del presente apartado, al menos sí resultaría conveniente desarrollar más investigaciones que clarifiquen su viabilidad real.

4.2 Estimación del rendimiento sedimentario potencial de la red hidrográfica principal vertiente a la ensenada de Marbella

4.2.1 Notas sobre el rendimiento sedimentario potencial de la red hidrográfica principal

Generalidades de la red hidrográfica

Se recoge a continuación (Tabla 29) la tasa potencial de sedimentos, en toneladas, estimada mediante la aplicación de la *M-U.S.L.E* en cada una de las cuencas hidrográficas bajo estudio ante un episodio puntual de precipitación.

Red Hidrográfica (E-W)	Superficie de cuenca de vertiente (Ha.)	Tasa potencial de producción de sedimentos (Ton.)
Río Real	2.651	± 109.000
Río Verde	15.506	± 294.000
Arroyo Benavolá	1.000	± 40.000
Río Guadaiza	4.868	± 65.000
Río Guadalmina	6.666	± 170.000

Tabla 29. Rendimiento sedimentario potencial (en Ton.) estimado para la red hidrográfica principal del área de estudio. Fuente: Elaboración propia.

Los datos reflejados en la tabla 29 parecen indicar la existencia de cierta correlación entre la dimensión de la superficie de cuenca de vertiente y la capacidad potencial de producción de sedimentos estimada en cada una de las cuencas hidrográficas objeto de estudio, a excepción quizás de los ríos Real y Guadaiza debido a especificidades muy concretas que se abordarán en su apartado correspondiente.

La implicación de la topografía del suelo (Factor LS) en la magnitud que adquieren los procesos erosivos que tienen lugar a escala de cuenca hidrográfica es decisiva, habiéndose referenciado ampliamente en la literatura la marcada proporcionalidad que las une (Akbarimehr y Jalilvand, 2013; El-Kateb *et al.*, 2013; Sun *et al.*, 2014; Zhang *et al.*, 2015a; entre otros). El área de estudio dispone quizás de un mayor grado de excepcionalidad en este sentido, inferido por la extraordinaria cercanía de los Sistemas Béticos al nivel del mar, originando laderas muy escarpadas capaces de albergar, previsiblemente, potentes escorrentías superficiales responsables de la erosión y posterior transporte de sedimentos terrígenos hacia la red fluvial principal.

Junto a la naturaleza de los usos del suelo desarrollados en el área de estudio, la topografía se ha perfilado como un agente de control sobre el tipo de cobertura vegetal que ha colonizado el suelo (Sebastiá, 2004; Wang *et al.*, 2015, entre otros), demostrándose la existencia de mayor densidad vegetal en perfiles lineales del suelo que sobre laderas abruptas (Martín-Moreno *et al.*, 2013). Según Pinder *et al.* (1997), las pendientes más escarpadas suelen estar mayormente pobladas por especies de tipo herbáceas, mientras que las especies arbóreas de mayor porte, como las pináceas por ejemplo, suelen abundar en superficies llanas y zonas de valle.

El patrón de distribución de la vegetación sugerido por Pinder *et al.* se ajusta a la espacialización que describe la superficie vegetal en las cuencas hidrográficas estudiadas. La implicación del tipo de cobertura vegetal en la dimensión que adquiere el proceso de la pérdida de suelo es máxime, demostrándose ampliamente en la literatura el efecto de amortiguación de la erosión que imprime la presencia de una densa vegetación sobre el suelo (Zheng, 2006; García-Ruíz *et al.*, 2008; Blutt *et al.*, 2010; Durán-Zuazo *et al.*, 2012; Nosetto *et al.*, 2012; Duan *et al.*, 2016; Ochoa *et al.*, 2016; entre otros). A este respecto, las cuencas medias y altas de la red hidrográfica del área de estudio revelan, de forma generalizada, una clara predominancia de vegetación natural sobre otros tipos de usos del suelo, tal como superficies artificiales o de cultivo. El mayor o menor rendimiento sedimentario que se registra en dichas regiones de las cuencas hidrográficas parece haber residido, según sugieren los resultados obtenidos, en el tipo de vegetación que habita estas superficies, es decir, en la abundancia de superficies de matorral respecto a superficies boscosas, revelando en conjunto la elevada sensibilidad de la corteza continental a la reducción de la cobertura vegetal del suelo.

La homogeneidad edáfica que describe la corteza continental del área de estudio, mostrando en conjunto idénticas tipologías de suelo aunque diferente espacialización (C.M.A, 2005), ha contribuido a su vez al elevado rendimiento sedimentario potencial que muestra la red hidrográfica, revelando por lo general la presencia de suelos más impermeables en las partes altas de las cuencas y de textura más arenosa en las zonas de desembocadura que concuerda con la litología característica del glacis Cuaternario.

De este modo, la marcada impermeabilidad de los suelos arcillosos característicos de las cuencas altas, junto a la activa orografía, predominancia de vegetación arbustiva frente a boscosa y la saturación de las cuencas bajas por usos del suelo de naturaleza artificial, parecen haber constituido los ingredientes esenciales que podrían explicar el elevado rendimiento sedimentario potencial que muestran las partes altas de las cuencas ante un evento de precipitaciones dado.

Especificidades de la red hidrográfica

La cuenca hidrográfica del río Real

Resulta destacable la elevada tasa potencial de producción de sedimentos estimada en la cuenca hidrográfica del río Real, a pesar de su menor superficie en comparación con el resto de la red hidrográfica. Ya se indicó en el apartado de resultados que este comportamiento se atribuye probablemente a la ocurrencia de un incendio en el año 2005 causante de la quema de 200 hectáreas de matorral de coníferas. A fin de corroborar esta hipótesis se ha procedido a estimar nuevamente la tasa potencial de producción de sedimentos, considerando esta vez la cobertura vegetal más probable de esta parcela de suelo con anterioridad a la ocurrencia del incendio, es decir, asumiendo la presencia de matorral de coníferas.

Para ello se ha asignado, al igual que en el resto de parcelas de suelo de esta naturaleza, un código *Land Cover (LC)* de 32, acorde a Superficie Arbustiva y Pastizales ([Anderson et al., 1976](#)), un valor del Factor C de la *U.S.L.E* de 0,0296 que representa la presencia de matorral ([Panagos et al., 2015d](#)) y un valor del coeficiente de rugosidad de Manning de 0,4 acorde a una Masa Forestal Media ([Engman, 1986](#); [Martínez-Álvarez, 2006](#)).

El resultado obtenido refleja una reducción de la tasa potencial de producción de sedimentos de ± 35.000 Ton., indicando así la marcada contribución de la ocurrencia de un incendio a la dimensión del proceso de pérdida de suelo. En relación con ello, [Soler y Sala \(1992\)](#), [Inbar et al. \(1998\)](#) y [Soto y Díaz-Fierros \(1998\)](#), entre otros, demostraron la existencia de una potente correlación entre la intensidad de un incendio y la magnitud que adquiere el fenómeno erosivo por la acción de la escorrentía superficial. De hecho, según Soto y Díaz-Fierros un suelo sometido a un incendio muy intenso podría registrar incluso un fenómeno erosivo hasta ocho veces superior que un suelo afectado por un incendio de baja intensidad. Un estudio realizado por el Gobierno de los Estados Unidos ([U.S.D.O.I., 2009](#)) refleja la misma conclusión, asociándola en este caso a dos causas, por una parte al aumento de la susceptibilidad de un suelo a sufrir erosión ante la eliminación de la superficie vegetal y, por otro lado, al aumento de la impermeabilidad del suelo tras la ocurrencia de un incendio, fenómeno que favorecería la formación de escorrentía superficial.

Junto al grado y naturaleza de la cobertura vegetal y la intensidad del evento de precipitación, la litología del suelo desempeña un rol decisivo en la magnitud que adquiere el proceso de pérdida de suelo tras la ocurrencia de un incendio (Fernández-Raga, 2013). Así, la magnitud de la erosión ejercida por la escorrentía superficial generada tras un incendio tenderá a magnificarse en aquellos suelos con texturas más propensas a la impermeabilidad, es decir, en suelos francos con un elevado contenido en arcillas. Este comportamiento parece reflejarse en la parcela de la cuenca hidrográfica del río Real afectada por el incendio acontecido en el año 2005, encontrándose conformada por suelos de tipo Cambisol y Regosol eútrico con textura mayoritariamente franco-arcillosa, cuya tendencia hacia la retención de agua podría explicar el registro de elevadas tasas potenciales de producción de sedimentos terrígenos y, por ende, el sobredimensionamiento del rendimiento sedimentario potencial de la cuenca.

Tal y como se aprecia en la figura 117 la cuenca alta del río Real muestra una elevada susceptibilidad a la pérdida de suelo, fenómeno amparado en primera instancia a la presencia de suelos de elevada erodibilidad y escasa permeabilidad (Fig. 114). Además destaca la predominancia de especies arbustivas frente a formaciones boscosas más densas, las cuales imprimen la máxima amortiguación contra el proceso de pérdida de suelo.

Por otra parte, sería preciso apuntar la elevada susceptibilidad a la pérdida de suelo que se registran las superficies de cultivo que se ubican próximas al municipio de Ojén (Figs. 116 y 117). La tendencia del desarrollo de prácticas agrícolas, tanto de secano como de regadío, hacia el aumento de la erosión del suelo ha sido ampliamente demostrada en la literatura (Pimentel *et al.*, 1995; Lal, 2001; Fleskens y Stroosnijder, 2007; Gómez *et al.*, 2008; Arnhold *et al.*, 2014; entre otros), constituyendo el origen del factor de prácticas de conservación de cultivos de la *U.S.L.E* (Factor P).

Otros estudios, partiendo de esta premisa, se han centrado en la particular susceptibilidad de los cultivos de olivar hacia la pérdida de suelo fértil debido, en cierta medida, a la ausencia de vegetación entre los olivos junto a la utilización de técnicas de labranza más modernas (Vanwalleghe *et al.*, 2011, entre otros). Este fenómeno parece contrastarse a la vista de la figura 217, observándose una gran correlación entre las superficies sujetas a pérdida de suelo en Andalucía y aquellas que son dedicadas al cultivo de diferentes variedades de olivares en el año 2015.

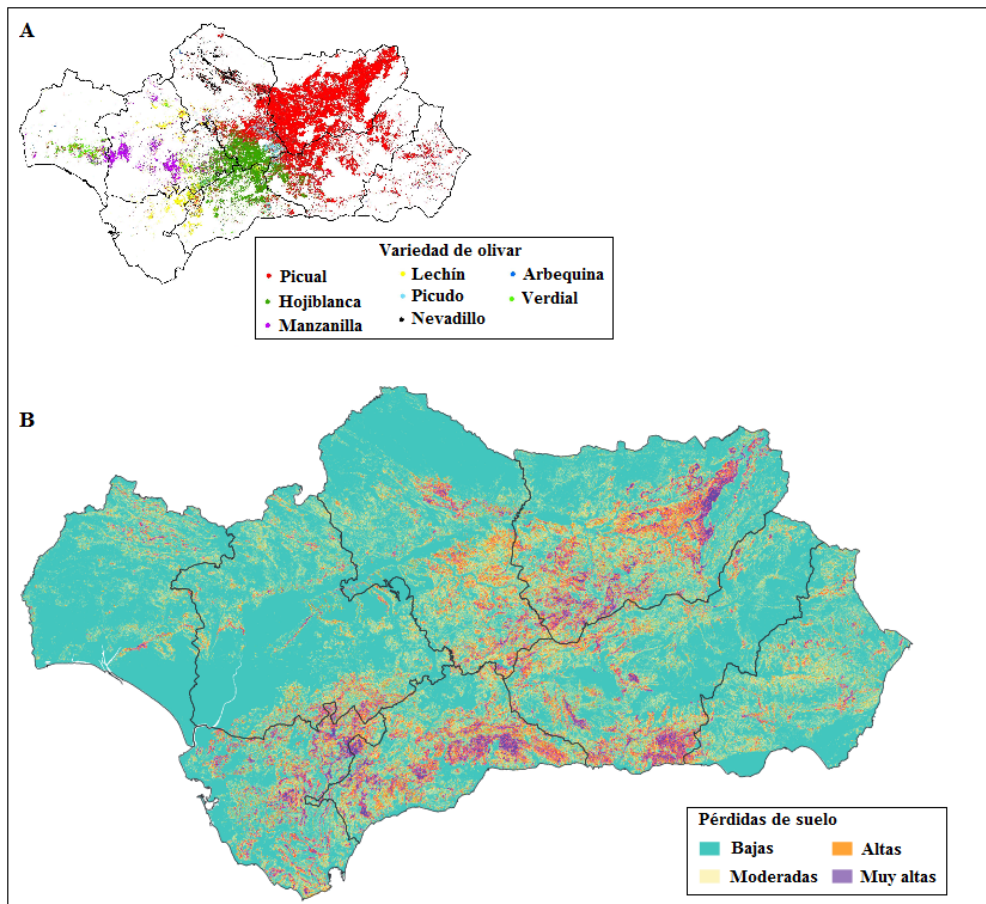


Figura 217. Comparación entre la problemática de la pérdida de suelo de Andalucía y la superficie destinada al cultivo del olivar. La imagen A representa la distribución de superficie destinada al olivar en Andalucía en el año 2015. La imagen B muestra la magnitud de las pérdidas de suelo registradas en el territorio andaluz. Fuente: La imagen A ha sido tomada de C.A.P.D.R. (2015) y la imagen B de C.M.A.O.T. (2015a).

Finalmente, la ausencia de fenómenos erosivos potenciales al noroeste de la cuenca se ampararían en la presencia mayoritaria de Litosoles, los cuales corresponden, según informa la figura 218, a las formaciones de peridotitas (representadas en color verde) que configuran la Sierra Alpujata junto a los mármoles sacaroideos de la Unidad Alpujárride (representados mediante recuadro blanco y rojo).

La cuenca hidrográfica del río Verde

La cuenca hidrográfica del río Verde, además de tratarse de la más importante en términos sedimentarios según las estimaciones obtenidas, es también la que ha albergado el máximo grado de intervenciones de origen antrópico durante los últimos cuatro siglos, primero mediante un potente proceso de deforestación asociado a la implantación de la industria siderúrgica durante el S. XIX, más tarde a través del desarrollo de una infraestructura comercial de primer nivel destinada a la extracción y exportación de minerales y, finalmente, mediante la construcción del embalse de La Concepción en el año 1971.

Considerando el elevado y destacado rendimiento sedimentario potencial de la cuenca hidrográfica del río Verde en comparación con el resto que compone la red hidrográfica (Tabla 29), es posible deducir que esta actuación ha podido suponer la principal causa del déficit de sedimentos que reflejan la práctica totalidad de las playas de la ensenada de Marbella.

Un fenómeno interesante a destacar en la cuenca hidrográfica del río Verde se encuentra relacionado con la formación de manantiales subterráneos. Los resultados obtenidos (Fig. 125) sugieren que las formaciones de litosoles de la cuenca alta, compuestas por dolomías y calizas características de la Unidad de las Nieves, y de la vertiente sur-oriental, compuesta por materiales Alpujárrides de S. Blanca (I.G.M.E, 2012), tenderían a albergar procesos de infiltración de agua de escorrentía hacia niveles más profundos. El registro de recurrentes acuíferos subterráneos en S. Blanca, según muestra el fragmento del Mapa Hidrogeológico de España en la figura 218, vendría a demostrar esta premisa, si bien la presencia de acuíferos subterráneos en la S. de las Nieves es menos abundante.

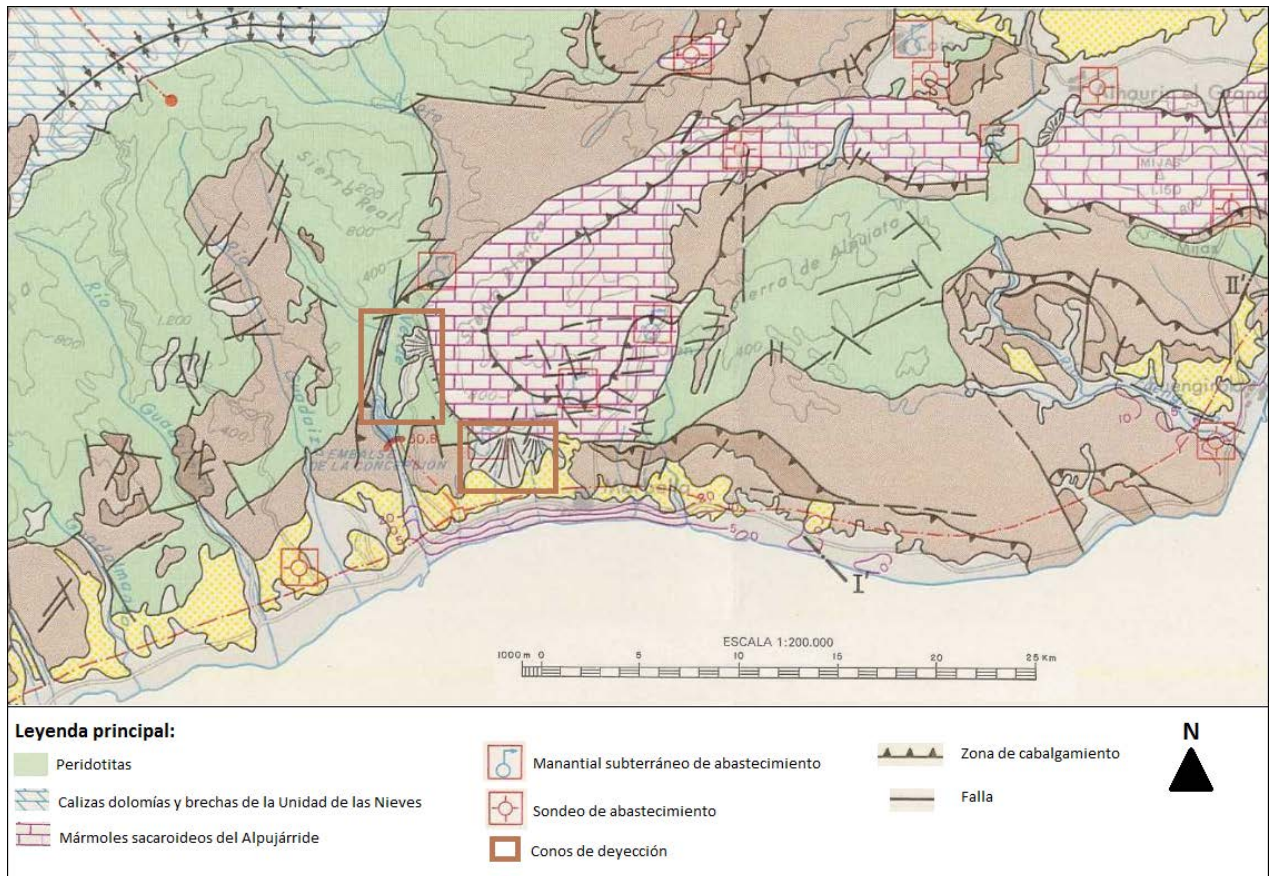


Figura 218. Fragmento del Mapa Hidrogeológico de España a escala 1:200.000.
Fuente: Editado a partir de I.G.M.E (2012).

La figura 125 muestra la elevada susceptibilidad a la erosión de las laderas que se encuentran en la margen oriental del embalse de La Concepción, probablemente relacionada con el emplazamiento de superficies de cultivos con vegetación seminatural y olivares (Fig. 124) en una zona de elevada pendiente. Según muestra la figura 218, se aprecia en este mismo lugar un cono de deyección (representado mediante un recuadro de color marrón), cuya presencia informa del depósito de sedimentos por acción de un flujo superficial en una zona de baja energía debido a una reducción drástica del perfil topográfico (Cotton, 1952; Blissenbach, 1954; Allen *et al.*, 1981), ajustándose así a los resultados obtenidos mediante la aplicación de la *M-U.S.L.E.*

Además de lo anotado arriba, quizás el fenómeno más destacable sea la elevada susceptibilidad a la erosión que registra Sierra Real (Fig. 125), enclave que estuvo sujeto a un intenso proceso de deforestación durante el S. XIX. La cuestión más notable reside en la ubicación de una gran formación de peridotitas en esta zona (Fig. 218; representados en color verde), uno de los mayores afloramientos de Europa, constituyendo ésta una roca ígnea ultrabásica con una elevada composición de metales pesados.

Así todo, si se considera 1) la elevada susceptibilidad de S. Real hacia la pérdida potencial de suelo, 2) la presencia de un sustrato con una elevada concentración en metales pesados y 3) la presencia de un embalse en el cauce bajo que actúa como una cuenca artificial receptora de agua y sedimentos a través del cauce del río Verde, resultaría asumible el probable registro de cierto grado de toxicidad en los sedimentos que se hallan depositados en el lecho del embalse de La Concepción. Considerando la importancia que este apunte supone al objeto del presente estudio, se ha optado por discutirlo en un apartado concreto más adelante.

La cuenca hidrográfica del río Guadaiza

La cuenca hidrográfica del río Guadaiza, por su parte, parece mostrar una tasa potencial de producción de sedimentos más contenida que el resto, quizás condicionada por la forma alargada y estrecha que describe y que se ampara en la activa tectónica de esta sección de la ensenada de Marbella, a la vista de las recurrentes fallas y zonas de cabalgamiento que aquí se registran (Fig. 218).

En este sentido, la morfología que describe una cuenca hidrográfica es considerada como un factor de gran implicación en su capacidad potencial de producción de sedimentos (Nearing *et al.*, 2007; Zarris *et al.*, 2007; Gajbhiye *et al.*, 2014; Sharma *et al.*, 2014; Zhang *et al.*, 2015b; entre otros). Según Jain y Goel (2002), los parámetros que caracterizan la morfología de una cuenca son principalmente la densidad de drenaje, el factor de forma, el ratio de elongación y el ratio circulatorio. Entre ellos, quizás los más interesantes a destacar serían el factor de forma y el ratio de elongación.

De acuerdo con [Horton \(1932\)](#), el factor de forma se define como la relación entre el área y el cuadrado de la longitud de una cuenca hidrográfica, de modo que un valor bajo del factor de forma informará de una cuenca de morfología muy elongada, según muestra la cuenca del río Guadaiza. El ratio de elongación, por su parte, se define como la relación entre el diámetro de un círculo que comprende la totalidad del área de la cuenca y la longitud máxima de dicha cuenca ([Kanth y Hassan, 2012](#)).

Según Sharma *et al.*, cuanto menor es la densidad de drenaje y mayor es el ratio de elongación, o dicho de otro modo, cuanto más elongada sea la forma de una cuenca hidrográfica, menor será la energía que adquiere la escorrentía y, por ende, menor la magnitud del fenómeno erosivo, comportamiento que explicaría el registro de una capacidad potencial de producción de sedimentos más contenida en comparación, por ejemplo, con la cuenca hidrográfica del río Guadalmina.

En lo que respecta a la distribución de la vegetación a lo largo de la cuenca, el *Corine Land Cover* revela un aspecto de gran naturalidad (Fig. 132). La artificialización de la cuenca, de forma similar a lo acontecido en el resto de la red hidrográfica, se ha concentrado en torno al nivel del mar a través de la construcción de urbanizaciones y zonas recreativas y el emplazamiento de superficies de cultivo considerando la fertilidad de los Luvisoles crómicos que configuran la zona de desembocadura. Las áreas de la cuenca más susceptibles a la erosión, según informa la figura 133, coinciden con el emplazamiento de zonas urbanas en la costa, lo cual se ajusta al argumento de [Morgan \(2005\)](#), si bien no debe entenderse como una fuente potencial de sedimentos ya que la dinámica sedimentaria en estas zonas ya ha sido potencialmente anulada.

Junto a los suelos pavimentados, las áreas que registran las mayores tasas de producción potencial de sedimentos se ubican principalmente en la cuenca alta (Fig. 136) en una zona de activa orografía poblada por especies arbustivas. Este fenómeno situaría el grado de cobertura vegetal y de pendiente de las laderas como los principales agentes que controlan la dimensión que adquiere el proceso de la pérdida de suelo en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza.

La cuenca hidrográfica del río Guadalmina

La cuenca hidrográfica del río Guadalmina describe un fenómeno similar al anterior, si bien ésta duplica el rendimiento sedimentario potencial estimado en la cuenca hidrográfica del río Guadaiza. Considerando su similitud edáfica, la principal razón de ello parece residir en la morfología que describe la cuenca, más alargada y menos elongada, de modo que su mayor inmersión en los Sistemas Béticos parece proveer a la cuenca de pendientes de mayor longitud susceptibles de albergar escorrentías más energéticas que, en definitiva, se traducirían en una mayor susceptibilidad hacia la erosión. La figura 141 muestra una cuenca media y alta potencialmente favorable para albergar intensos fenómenos de pérdida de suelo, conformada al igual que el río Guadaiza por una extensa cobertura de matorral.

Tales procesos parecen adquirir la máxima dimensión en la margen oriental de la cuenca, lugar en el que las laderas evidencian una mayor longitud y grado de pendiente (Fig. 143) de modo que en este caso los factores que parecen controlar la dimensión del fenómeno erosivo son la morfología de la cuenca junto con el predominio de especies vegetales de bajo porte en lugar de una arboleda más densa.

La cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá

El destacado rendimiento sedimentario potencial que se ha estimado en la cuenca hidrográfica del arroyo Benavolá (Tabla 29) serviría para advertir que la abundante red de arroyos presentes en el área de estudio, si bien la mayoría de ellos se encuentran actualmente inactivos debido al desarrollo urbanístico o se activan ocasionalmente durante episodios de intensas precipitaciones, debe contemplarse igualmente a la hora de analizar el origen de los sedimentos presentes en la plataforma continental y las playas. De hecho, una de las fuentes de daños estructurales en las playas más significativas que se registraron durante el temporal acontecido en la comarca entre los días 02 y 04 de diciembre del año 2016 provino del arroyo de Las Piedras, situado entre el municipio de Marbella y el río Verde, desembocando en la playa de Casablanca. Este suceso ha requerido, según informa el portal digital de noticias Marbella24horas[®] considerando fuentes municipales, la inversión de 115.000 euros para retirar el material depositado por el arroyo y restaurar el paseo marítimo.

Un episodio similar se produjo en la desembocadura del arroyo de las Represas según informa el portal digital de noticias DiarioSur[®], el cual atraviesa el municipio de Marbella de norte a sur hasta desembocar en la playa urbana de La Venus-Bajadilla, ocasionando un fuerte proceso de erosión en la playa y daños estructurales en el paseo marítimo. Según revela el citado portal de noticias, fuentes de la Delegación Municipal de Medio Ambiente del Ayto. de Marbella informaron que el municipio de la Costa del Sol Occidental que mayores regeneraciones artificiales va a albergar en el año 2017 será precisamente el de Marbella, centralizando las actuaciones en la playa de San Pedro de Alcántara, en la que desemboca el arroyo del Chopo, y en la playa de Guadalmina, vertiendo un volumen total de 62.400 m³ de sedimentos procedentes del río Verde. Este dato resulta sumamente interesante al objeto del presente estudio aunque, desafortunadamente, no se ha especificado si tales sedimentos se extraerán del embalse de La Concepción, de la propia cuenca o consistirán en sedimentos de cantera. No obstante, si serviría este dato para identificar a la cuenca hidrográfica del río Verde como un escenario muy significativo en el contexto sedimentario del área de estudio.

4.2.2 Notas sobre los valores cuantitativos sobre la tasa potencial de producción de sedimentos estimada

A la vista de los valores cuantitativos presentados en la tabla 29, es posible observar cómo éstos adquieren una extraordinaria dimensión, más si cabe considerando que se trata del volumen de sedimento (en Ton.) que sería potencialmente susceptible de ser incorporado al cauce principal de la red fluvial tras la ocurrencia de un episodio de tormenta de 24 horas.

La literatura muestra al respecto cierto grado de controversia en torno a si la *M-U.S.L.E* sobreestima o, por el contrario, infraestima la tasa potencial real de producción de sedimentos de una cuenca hidrográfica, lo cual ha derivado en el desarrollo de recurrentes calibraciones de resultados cuantitativos obtenidos a partir de modelos numéricos incorporados en Sistemas de Información Geográfica con datos obtenidos mediante mediciones *in situ*.

Entre los estudios que abogan por que la *M-U.S.L.E* produce la sobreestimación del rendimiento sedimentario real de una cuenca hidrográfica resulta conveniente destacar el de [Epifanio et al. \(1991\)](#), llevado a cabo en una pequeña cuenca hidrográfica de 103 Ha. en California (U.S.A). En dicho estudio, tales autores obtuvieron una buena correlación entre los resultados obtenidos mediante medidas *in situ* y los resultantes de la aplicación de expresiones empíricas previamente calibradas, reportando por el contrario una sobreestimación del rendimiento sedimentario de dicha cuenca respecto al observado del orden del 1.800%, tras asignar valores publicados en la literatura a los coeficientes implicados en los cálculos.

El posterior estudio de [Sadeghi \(2004\)](#), llevado a cabo en la cuenca hidrográfica de Amameh (Irán), con un área de 3.712 Ha., obtuvo una conclusión idéntica, materializada en una sobreestimación de la tasa potencial de producción de sedimentos respecto al valor real medido sobre el terreno del orden del 27.000% en un caso especialmente extremo, demandando en definitiva la necesidad de calibrar este tipo de resultados mediante medidas analíticas. Poco años después, [Sadeghi et al. \(2007\)](#) reportaron el mismo fenómeno, esta vez mediante un estudio llevado a cabo en la cuenca hidrográfica de Hinotani-ike (Japón), con un área de 4,8 Ha. y previamente reforestada, resultando en definitiva una sobreestimación del fenómeno erosivo del orden del 3.000% aproximadamente respecto al rendimiento sedimentario real de la cuenca.

Entre otros ejemplos es preciso destacar también el trabajo de [Bhattarai y Dutta \(2008\)](#), en el que aplicaron la *M-U.S.L.E* en una subcuenca hidrográfica del río Mun (Tailandia), con un área de 12.800 Ha., reflejando una sobreestimación de la tasa potencial de producción de sedimentos del orden del 500% aproximadamente respecto a la tasa real medida *in situ*, fenómeno debido, según los autores, a una sobreestimación del Número de Curva que derivó subsecuentemente en el registro de valores muy elevados de profundidad y velocidad de escorrentía superficial.

El registro, por el contrario, de infraestimaciones en la tasa potencial de producción de sedimentos mediante la aplicación de la *M-U.S.L.E* se encuentra más escasa en la literatura, dado por la tendencia general de este método hacia la sobreestimación, sin embargo han sido reportados algunos casos con diferencias muy significativas a la baja en [Cambazoglu y Gogos \(2004\)](#), [Sadeghi y Mahdavi \(2004\)](#) y [Appel et al. \(2006\)](#).

Finalmente, también existen algunos trabajos, como los de [Clemente et al. \(1993\)](#), [Sadeghi y Mizuyama \(2007\)](#), [Arekhi et al. \(2012\)](#) o [Kumar et al. \(2015\)](#) entre otros, en donde los resultados obtenidos mediante la aplicación de la *M-U.S.L.E* han sido considerados plausibles sin la necesidad de llevar a cabo ningún tipo de calibración previa, si bien en todos ellos se han realizado mediciones sobre el terreno.

En el caso del presente estudio, es muy probable que el resultado obtenido esté realmente reflejando una sobreestimación del rendimiento sedimentario real de la red hidrográfica principal. En los numerosos estudios a escala global en los que se ha aplicado la *M-U.S.L.E* se insiste recurrente en la elevada sensibilidad de esta expresión al tamaño de la cuenca hidrográfica objeto de estudio. No debe olvidarse que la versión modificada de la *U.S.L.E* fue creada para su aplicación en pequeñas cuencas hidrográficas, como resultado de diferentes simulaciones de tormentas llevadas a cabo en diferentes cuencas de estudio cuya área oscilaba entre las 15 y las 1.500 Ha. ([Williams, 1975](#)). El área de estudio, en cambio, se halla configurada por cuencas hidrográficas de gran tamaño, muy superiores a 1.500 Ha. en el caso de los ríos, y con abruptas pendientes inferidas por la cercanía de los Sistemas Béticos al mar. La dimensión de los resultados obtenidos respaldaría el argumento de [Bhattacharai y Dutta \(2008\)](#), por el que insta a que la aplicabilidad de la *M-U.S.L.E* se encuentra limitada a cuencas hidrográficas de pequeño tamaño, así como el de [Appel et al. \(2006\)](#), quienes revelaron la elevada sensibilidad que el registro de pendientes muy elevadas infiere a la estimación de las tasas de erosión mediante la *M-U.S.L.E*.

A pesar de ello, se ha reportado en algún caso aislado el registro de tasas anuales de producción potencial de sedimentos a escala de cuenca hidrográfica de extraordinaria dimensión. En un estudio de similar naturaleza al que aquí se presenta, elaborado por [Delgado et al. \(2015\)](#) en la cuenca hidrográfica del arroyo Belisario (Argentina), con un área de 2.596 Ha. y una altura máxima sobre el nivel del mar de 1.100 metros, se obtuvo una tasa potencial de producción de sedimentos superior a 90.000 toneladas durante un evento puntual de precipitaciones de 106 l/m², muy similar al considerado en este estudio, reportando una capacidad potencial de producción de sedimentos por unidad de área de 35 Ton/Ha. Estos datos, extrapolados al área de la cuenca hidrográfica de río Verde (Tabla 29), resultarían en un rendimiento sedimentario superior a las 500.000 Ton., sin considerar la mayor cota topográfica y tamaño que registra la red hidrográfica del río Verde.

La marcada torrencialidad del régimen de precipitaciones en climas subtropicales, como es característico del área de estudio, constituye sin duda uno de los factores desencadenantes de potentes tasas de producción de sedimentos en la red hidrográfica del área de estudio. El evento extremo más reciente se produjo en el mes de diciembre de 2016, precipitando en 24 horas, según los datos tomados en la estación meteorológica A.E.M.E.T 6076X instalada en el Puerto de Marbella, en torno a 213 l/m^2 , es decir, prácticamente el mismo volumen de precipitación que se registró durante todo el año 2015 ($216,8 \text{ l/m}^2$) según recoge dicha estación meteorológica. De este modo, registros puntuales tan energéticos como este, en sistemas predominantemente impermeables, escasa vegetación y escarpadas laderas, constituyen los ingredientes esenciales para la formación de potentes escorrentías generadoras de elevadas tasas potenciales de producción de sedimentos.

La utilidad de los resultados obtenidos radica en que ofrecen una primera estimación del rendimiento sedimentario potencial de la red hidrográfica del área de estudio ante la ausencia de estudios teóricos previos y, mucho menos, de tipo analítico, si bien, y en concordancia con el argumento de [Sadeghi et al. \(2014\)](#), se prevé indispensable la futura calibración del método mediante mediciones *in situ* a fin de mejorar la precisión de la estimación resultante.

4.2.3 Efecto del proceso de deforestación sobre el rendimiento sedimentario potencial de la cuenca hidrográfica del río Verde en el S. XIX

Durante el presente estudio se ha prestado especial atención al proceso de deforestación que tuvo lugar en Sierra Real durante la primera mitad del S. XIX como potencial desencadenante de un aporte extraordinario de sedimentos terrígenos al sistema litoral de la ensenada de Marbella.

El efecto que imprime la reducción del grado de cobertura vegetal sobre la erosión del suelo ha sido extensamente abordado en la literatura y ya referenciado a lo largo de este documento, si bien algunos estudios han apuntado el drástico aumento de la dimensión que adquiere el fenómeno erosivo en suelos que han sido sometidos a deforestación (por ejemplo [Milliman y Syvitski, 1992](#); [Restrepo y Syvitski, 2006](#)). Por esta razón se ha estimado conveniente evaluar el rendimiento sedimentario potencial que mostraría la cuenca hidrográfica del río Verde ante dos escenarios posibles, 1) con anterioridad y 2) posterioridad al año 1832, momento en el que comenzó la tala masiva de arboleda asociada al inicio de la actividad industrial de la ferrería de La Concepción.

Para ello se dispone de un elemento bibliográfico esencial, el estudio de [García-Montoro \(1983\)](#), en el que el autor cartografió el área de la cuenca hidrográfica del río Verde que estuvo sujeta a una intensa deforestación, tal y como se muestra en la figura 219.



Figura 219. Área de la cuenca hidrográfica del río Verde afectada por la deforestación de S. Real.
Fuente: García-Montoro (1983).

Escenario erosivo previo al comienzo de la actividad siderúrgica en Marbella (con anterioridad al año 1832)

Se presenta a continuación una aproximación al escenario edáfico (Fig. 220) y de uso y cobertura vegetal del suelo (Fig. 221) que presentaba la cuenca hidrográfica del río Verde con anterioridad al año 1832, considerando los acontecimientos socioeconómicos descritos en la literatura (Capítulo 1.2) y tomando como referencia la información presentada en el Mapa de Suelos de Andalucía (C.M.A, 2005) y el *Corine Land Cover* del año 2006 (M.M.A.R.M, 2010) para su posterior adaptación.

En lo referente al mapa edáfico del río Verde, se ha considerado que el único cambio respecto a la naturaleza del suelo mostrada en el Mapa de Suelos de Andalucía radicaría en el emplazamiento del embalse de La Concepción, dado que su fecha de construcción data del año 1971. Tal como indica Madoz (1846), la naturaleza litológica del suelo a mediados del S. XIX era mayoritariamente arcillosa, lo cual concuerda con la información edáfica considerada a lo largo del presente análisis. Con todo ello, se ha procedido a suprimir el embalse y a asumir que el tipo de suelo sobre el que asienta en la actualidad coincidiría con el circundante, es decir, de tipo Cambisoles eútrico, Regosoles eútricos y Luvisoles crómicos con Litosoles, con sus correspondientes valores de Coeficiente de erodibilidad (Factor K) y de rugosidad de Manning (n).

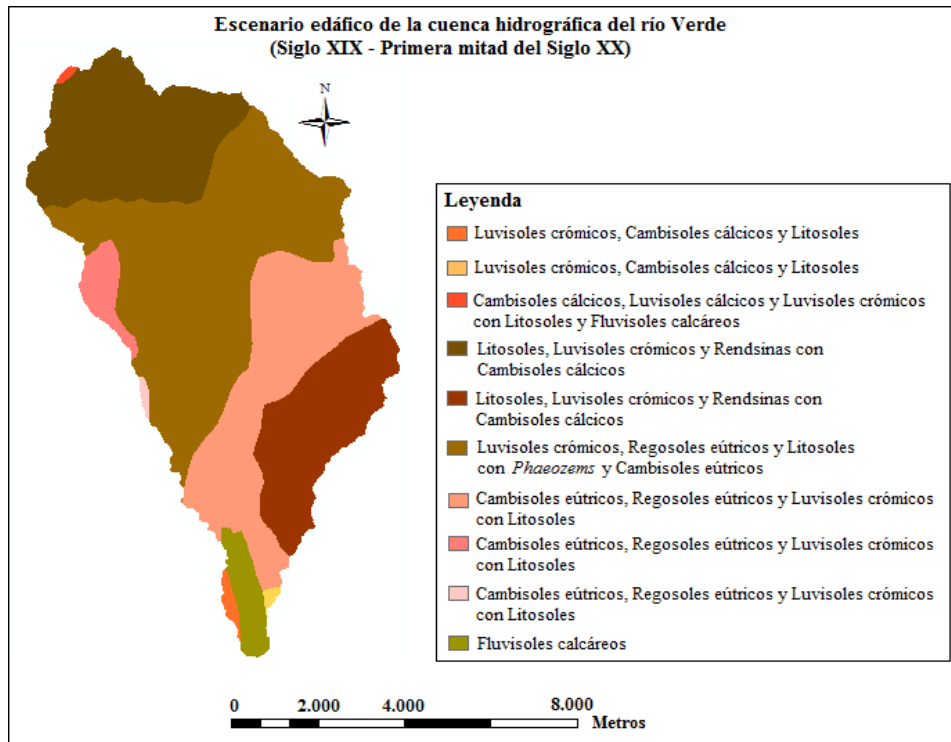


Figura 220. Escenario edáfico más probable en la cuenca hidrográfica del río Verde en el período comprendido entre el Siglo XIX y la primera mitad del Siglo XX. Fuente: Elaboración propia.

En lo que respecta al tipo de uso y cobertura vegetal que presentaría la cuenca del río Verde con anterioridad al año 1832, se ha procedido a suprimir nuevamente la ubicación del embalse y a considerar la superficie densamente deforestada según refleja el estudio de García-Montoro como áreas pobladas potencialmente por formaciones boscosas.

Las amplias zonas urbanas y recreativas ubicadas en la cuenca baja del río Verde han sido igualmente suprimidas dado que éstas datan en su mayoría de mediados del S. XX, momento en el que se produce la implantación de la industria del turismo en la zona de estudio, siendo sustituidas por zonas vegetadas por matorral.

En cuanto a las superficies de cultivo, la gran tradición agrícola de España durante los siglos XVIII y XIX sugiere su práctica en el área de estudio, de lo cual también informa Madoz, testimoniando la presencia de superficies de cultivo a lo largo de ambos márgenes del río Verde. Por ello, se ha procedido a mantener aquellas superficies agrícolas en forma de frutales, mosaicos de cultivos, olivares y cultivos con vegetación semi-natural situadas fuera del área deforestada, respetando la información mostrada en el *CLC* del año 2006.

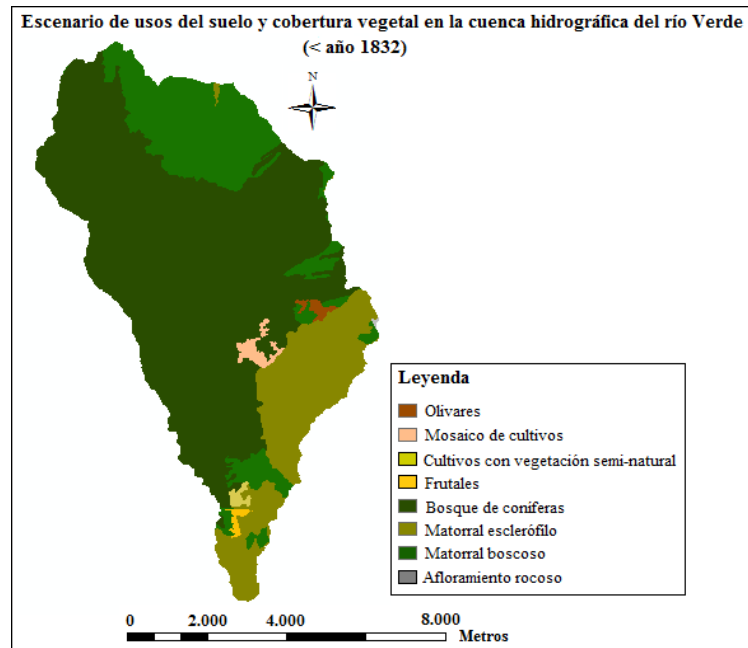


Figura 221. Tipología de usos del suelo y cobertura vegetal estimada en la cuenca hidrográfica del río Verde en la etapa previa a la implantación de la industria siderúrgica en Marbella.
Fuente: Elaboración propia.

Con todo ello, se presenta a continuación el escenario erosivo potencial estimado para la cuenca hidrográfica del río Verde con anterioridad al comienzo de la actividad siderúrgica en el área de estudio (Fig. 222).

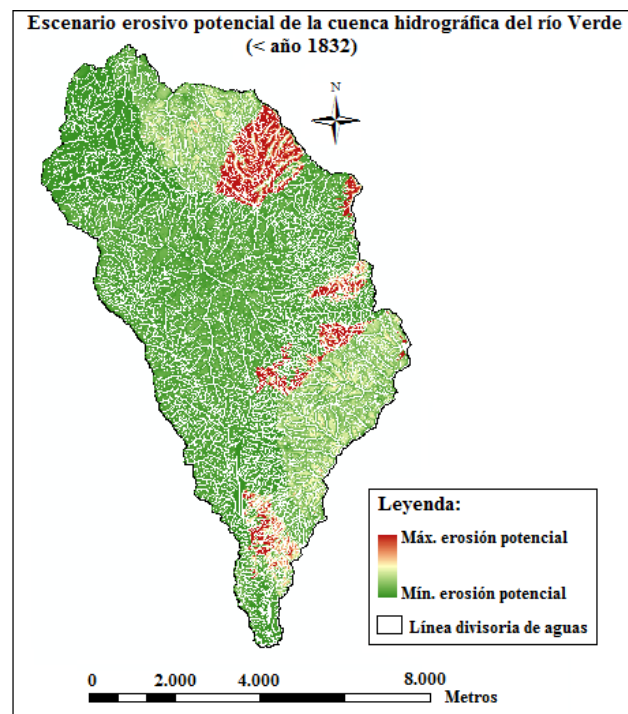


Figura 222. Estimación del escenario erosivo potencial de la cuenca hidrográfica del río Verde con anterioridad a la implantación de la industria siderúrgica en Marbella. Fuente: Elaboración propia.

A la vista de la figura adjunta queda patente que la amplia presencia de formaciones boscosas en la cuenca del río Verde con anterioridad al año 1832 configuró un escenario con escasa susceptibilidad hacia la pérdida potencial de suelo, en el que los máximos valores se asociarían al desarrollo de la actividad agrícola y a la ubicación de superficies pobladas por arbustos sobre suelos impermeables con Grupo Hidrológico de Suelo de tipo D y elevado valor del Coeficiente de Erodibilidad.

Escenario erosivo tras el comienzo de la actividad industrial siderúrgica en Marbella (período 1832-1865)

En cuanto a la naturaleza edáfica de la cuenca del río Verde en este intervalo temporal, se ha considerado que el tipo de suelo no difirió sustancialmente del que configuraba la superficie de la cuenca con anterioridad al año 1832, manteniéndose la misma caracterización que muestra la figura 220.

En lo relativo al grado de cobertura vegetal del suelo en este período de tiempo (Fig. 221), y considerando nuevamente el argumento de García-Montoro, se ha establecido que el área deforestada pasó de estar mayoritariamente poblada por formaciones boscosas densas a presentar una cobertura formada por especies arbustivas de escaso porte, reflejando en definitiva una reducción significativa del grado de cobertura vegetal.

Aun así, es preciso apuntar que se ha planteado un escenario ciertamente optimista en el que la reducción de la cobertura vegetal ha sido parcial y no total, tal como sugiere el testimonio de Madoz en esta época.

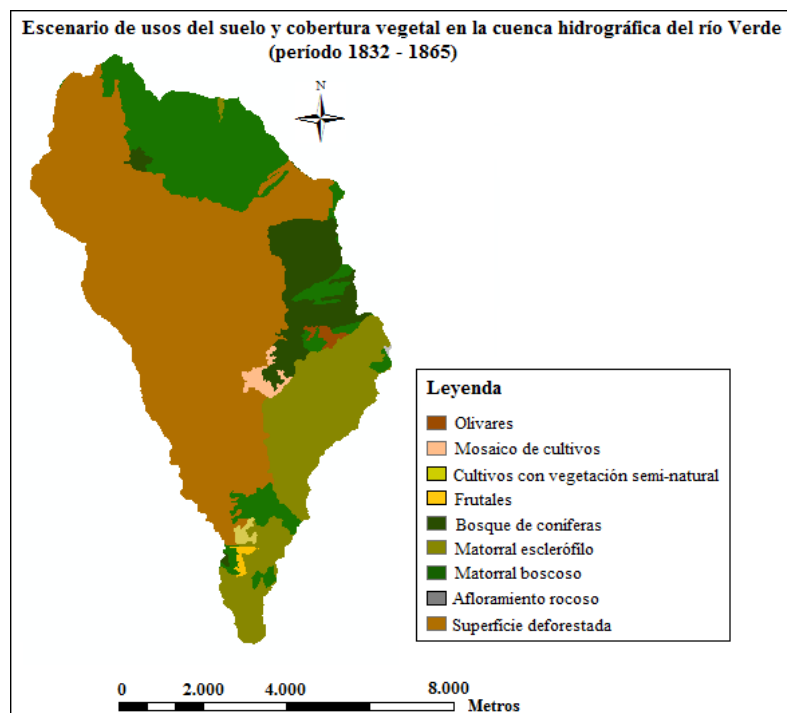


Figura 223. Tipología de uso del suelo y cobertura vegetal estimada en la cuenca hidrográfica del río Verde tras la implantación de la industria siderúrgica en Marbella. Fuente: Elaboración propia.

Con todo ello, se presenta a continuación el escenario erosivo potencial estimado para la cuenca hidrográfica del río Verde (Fig. 224) durante el período de máximo rendimiento industrial de las ferrerías de La Concepción y El Ángel.

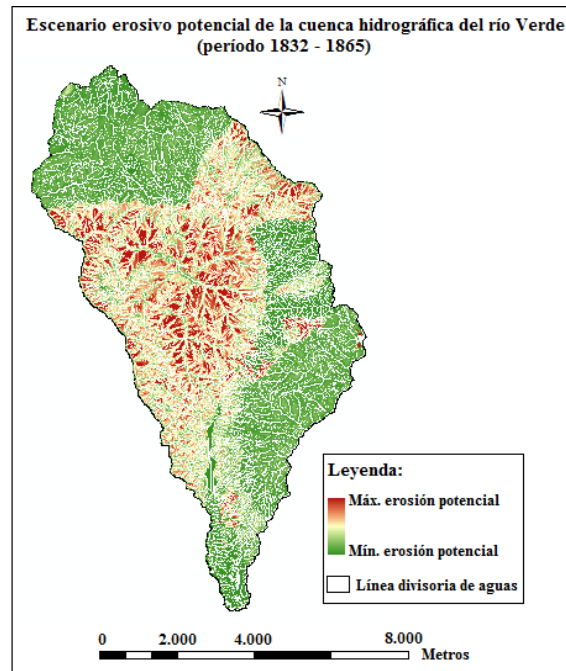


Figura 224. Estimación del escenario erosivo potencial de la cuenca hidrográfica del río Verde tras la implantación de la industria siderúrgica en Marbella. Fuente: Elaboración propia.

Según revela la figura adjunta, es posible observar como la zona que estuvo sujeta a deforestación muestra una máxima susceptibilidad hacia la pérdida potencial de suelo ante un evento de precipitaciones dado. Los resultados muestran además como las superficies agrícolas continuarían registrando procesos severos de erosión potencial, de modo que el escenario planteado evidenciaría, de una parte, la inherente correlación que existe entre la deforestación y el drástico aumento de la susceptibilidad de una parcela de suelo a sufrir erosión y, además, la catalogación de las parcelas de cultivo, principalmente aquellas dedicadas al cultivo del olivar, como superficies susceptibles de sufrir pérdidas potenciales de suelo.

Estimación del balance del rendimiento sedimentario potencial tras la deforestación

Se muestra en la tabla 30 la capacidad potencial de producción de sedimentos estimada en la cuenca hidrográfica del río Verde ante los diferentes escenarios propuestos.

C.H. río Verde	Año 2005-2006	Anterioridad al año 1832	Año 1832-1865
Capacidad potencial de producción de sedimentos estimada (Ton.)	± 294.000	± 108.000	± 310.000

Tabla 30. Capacidad potencial de producción de sedimentos de la cuenca hidrográfica del río Verde estimada con anterioridad y posterioridad a la deforestación de S. Real. Fuente: Elaboración propia.

Los resultados obtenidos muestran un drástico aumento de la tasa potencial de producción de sedimentos de la cuenca hidrográfica del río Verde tras la deforestación de S. Real acontecida a mediados del S. XIX. Tal y como se comentó anteriormente, este escenario esconde cierto grado de optimismo, pues se ha asumido el cambio de vegetación boscosa a arbustiva. Si en lugar de esta premisa se hubiera contemplado una superficie completamente desprovista de vegetación, el valor del Factor C de la *U.S.L.E* hubiera aumentado, según los datos ofrecidos por [Panagos et al. \(2015d\)](#), de 0.0296 a 0.2652, lo cual habría producido un previsible aumento de la tasa potencial de producción de sedimentos terrígenos de la cuenca hidrográfica del río Verde aún más significativo.

Ante este escenario sería posible asumir, a título preliminar y a falta de datos bibliográficos que informen sobre ello, que esta intervención pudo generar un aumento significativo de la tasa de aportes de sedimentos terrígenos al sistema litoral de la ensenada de Marbella, en un momento además en el que el cauce fluvial del río Verde no se encontraba intervenido mediante obras de ingeniería hidráulica de entidad. Este tipo de estudios estimativos no permiten obtener tasas reales de aportes sobre las que desarrollar hipótesis precisas en términos cuantitativos, no obstante sí permiten discernir sobre la ocurrencia de determinados procesos en el pasado capaces de explicar el comportamiento reciente de un medio físico sumamente complejo, como el área de estudio.

4.2.4 Efecto del emplazamiento de campos de golf sobre el rendimiento sedimentario potencial de la red hidrográfica principal

La construcción de campos de golf ha suscitado tradicionalmente un gran criticismo, relacionado habitualmente con el elevado consumo de recursos hídricos que demanda el correcto mantenimiento de la cobertura herbácea, la consecuente alteración de los ecosistemas que generan y la contaminación que producen debido al uso de abonos sulfatados ([Kuiper, 1997](#)). Su contribución a la pérdida de suelo también se prevé muy significativa, si bien las investigaciones en esta línea se han encontrado más contenidas. De acuerdo con [Neylan \(2007\)](#), el período de mayor susceptibilidad a la erosión producida por la incidencia de un episodio intenso de precipitaciones suele registrarse en el momento de su construcción, como ocurre con cualquier actuación que conlleva la removilización de partículas de suelo. Una vez completada su construcción, el efecto de control sobre la erosión que infiere la presencia de una cobertura herbácea continua sobre el suelo es máxime ([Uhland, 1932](#); [U.S.E.P.A, 1997](#)). Esta premisa ha sido abordada en los Estados Unidos desde los años 30 del S. XX, momento en el que este tipo de infraestructuras comenzaron a cobrar un mayor protagonismo como un mecanismo de impulse económico, sin embargo su discusión en España no se ha encontrado tan extendida.

Algunos autores como Morton *et al.* (1988) o Gross *et al.* (1990) entre otros, concluyeron a finales del S. XX que la presencia de una malla de cobertura herbácea sobre el suelo interfiere de forma drástica sobre el comportamiento normal de un flujo superficial, generando en consecuencia la práctica anulación de la escorrentía superficial.

Según Beard (1994), la efectividad del proceso de control sobre la erosión que es ejercida por una cobertura vegetal de esta naturaleza residirá en la abundante densidad de brotes de vegetación y en que éstas dispongan de un sistema radicular muy robusto, así como de una gran matriz de biomasa que contribuya a evitar la incidencia de flujos laterales de agua que alcancen velocidades potencialmente erosivas.

Considerando estas premisas resulta plausible asumir que la ausencia de registros de escorrentía y, en consecuencia, de datos erosivos potenciales en la totalidad de campos de golf del área de estudio está probablemente informando de este fenómeno. Tales resultados servirían además para plantear un interesante debate, orientado en este caso a la evaluación del grado de conveniencia de la utilización de este tipo de infraestructuras como mecanismo de control sobre la erosión y, de paso, como actuación de impulse económico.

4.2.5 Importancia de la escorrentía superficial en el proceso de producción potencial de sedimentos terrígenos

Tal y como se ha indicado a lo largo del presente estudio, la escorrentía superficial es el agente responsable del proceso de producción de sedimentos terrígenos según la M-U.S.L.E.

La aplicación del modelo ArcMUSLE[®] ha permitido la estimación de la magnitud que ha adquirido este proceso en la red hidrográfica principal, e incluso simular escenarios plausibles en el pasado y su posible contribución potencial al sistema litoral en términos sedimentarios, sin embargo no ha arrojado datos concluyentes sobre la dimensión volumétrica que adquiere la escorrentía superficial, un dato especialmente interesante a conocer en cuencas hidrográficas sometidas a eventos de precipitaciones estacionales de gran intensidad, como es el caso que concierne este estudio.

En base a esta premisa, se ha procedido a estimar el volumen de escorrentía superficial potencialmente generado en la red hidrográfica principal según las condiciones de precipitación, usos del suelo y naturaleza edáfica consideradas hasta el momento mediante la aplicación del modelo ArcCN-Runoff[®] (Zhan y Huang, 2004), una herramienta específicamente desarrollada a tal objeto y ampliamente contrastada en países como China (Xiao *et al.*, 2011), Azerbaiyán (Malekani *et al.*, 2014), Rumanía (Melenti *et al.*, 2011), India (Suryawanshi *et al.*, 2012) o Palestina (Shadeed y Almasri, 2010), entre otros. Se trata de un modelo vectorial integrado en un Sistema de Información Geográfica, basado en la combinación del Grupo Hidrológico que define cada unidad edáfica que configura el perfil superficial del suelo de una cuenca hidrográfica con el tipo de uso y cobertura vegetal que presenta.

Una de las principales diferencias que existen entre ArcCN-Runoff[®] y ArcMUSLE[®] radica en el formato espacial de los datos de partida. De acuerdo con Zhan y Huang (2004), al procesarse los datos espaciales en formato vectorial el rango de precisión en los cálculos es más preciso que en los modelos que trabajan en formato ráster, como es el caso de Arc-MUSLE[®], ya que no requieren la definición del tamaño del pixel y, por tanto, no distorsionan los límites geográficos que definen una cuenca hidrográfica.

El procedimiento más extendido para estimar volúmenes y profundidades de escorrentía generados durante un episodio puntual de precipitaciones es el Método del Número de Curva, desarrollado por el Servicio de Conservación de Suelos del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (Mockus, 1964; N.R.C.S, 1986). Como su propio nombre indica, el elemento principal del método es el Número de Curva (*Curve Number*; *CN*), un parámetro encargado de informar sobre el volumen de precipitación que se infiltra en el suelo y el que, por otra parte, da lugar a la formación de escorrentía superficial. Se trata de un término adimensional que adquiere valores de 0 a 100 en función de la capacidad de infiltración que presenta el suelo, de modo que los valores más elevados de este parámetro informarán de una mayor capacidad del suelo para la retención de agua sobre su perfil superficial, es decir, los máximos valores del Número de Curva se registrarán en suelos rocosos, pavimentados o con G.H.S tipo D.

Con todo ello, se presenta en la tabla 31 las correlaciones que se han realizado entre la naturaleza edáfica y de uso del suelo de la red hidrográfica del área de estudio y los datos de Número de Curva publicados por el N.R.C.S en los Estados Unidos.

Los incendios, como es lógico, no constituyen un tipo de suelo sino un fenómeno natural o de origen antrópico causante de la drástica reducción de la cobertura vegetal, razón por la que ha sido correlacionado como un suelo prácticamente desnudo (*Bare*). De acuerdo con Neary *et al.* (1999), durante incendios de cierta intensidad la reducción de la concentración de materia orgánica presente en el perfil superficial del suelo puede derivar en la modificación de la estructura del suelo, disminuyendo así su porosidad y capacidad para la incorporación de agua hacia niveles más profundos del sustrato. Según Bodí *et al.* (2012), las tormentas puntuales de gran intensidad son las responsables de procesos de ‘arroyada post-incendio’ de extraordinaria magnitud, capaces de generar episodios de erosión y posterior transporte de sedimentos de una gran dimensión. En cuencas mediterráneas se ha evidenciado además que en incendios acontecidos durante la estación veraniega (en este caso el incendio registrado tuvo lugar durante la segunda semana del mes de Junio del año 2005), la exposición del suelo al poder erosivo ejercido por las tormentas otoñales del año siguiente tiene a aumentar (Marqués y Mora, 1992; Shakesby y Doerr, 2006; Mayor *et al.*, 2007). El fenómeno de precipitaciones considerado en el presente análisis se registró durante la estación otoñal del año 2006, lo cual se ajusta al argumento expuesto y justificaría el escenario erosivo potencial y las altas tasas de pérdida potencial de suelo resultantes en el caso concreto de la cuenca hidrográfica del río Real.

Tipo de uso según el C.L.C 06 (Simplificado)	Grupo Hidrológico de Suelo (G.H.S)	Correlación al tipo de uso según el N.R.C.S (en inglés)	Valor del Número de Curva según el N.R.C.S
Uso urbano	Tipo A	<i>Fully developed urban areas: Impervious areas, Street and roads</i>	98
Uso urbano	Tipo B	<i>Fully developed urban areas: Impervious areas, Street and roads</i>	98
Uso urbano	Tipo D	<i>Fully developed urban areas: Impervious areas, Street and roads</i>	98
Zona portuaria	Tipo B	<i>Fully developed urban areas: Impervious areas, Street and roads</i>	98
Campo de golf	Tipo A	<i>Fully developed urban areas: Open Space, Golf course</i>	39
Campo de golf	Tipo B	<i>Fully developed urban areas: Open Space, Golf course</i>	61
Campo de golf	Tipo D	<i>Fully developed urban areas: Open Space, Golf course</i>	80
Bosque	Tipo A	<i>Evergreen Forest Land</i>	36
Bosque	Tipo B	<i>Evergreen Forest Land</i>	60
Bosque	Tipo D	<i>Evergreen Forest Land</i>	79
Matorral	Tipo A	<i>Shrub and Brush Rangeland</i>	35
Matorral	Tipo B	<i>Shrub and Brush Rangeland</i>	56
Matorral	Tipo D	<i>Shrub and Brush Rangeland</i>	77
Afloramiento rocoso	Tipo B	<i>Rock</i>	100
Cultivo y vegetación seminatural	Tipo A	<i>Pasture, grassland or range: 50-75% Ground cover</i>	49
Cultivo y vegetación seminatural	Tipo B	<i>Pasture, grassland or range: 50-75% Ground cover</i>	69
Cultivo y vegetación seminatural	Tipo D	<i>Pasture, grassland or range: 50-75% Ground cover</i>	84
Embalse	Tipo A	<i>Reservoirs</i>	0
Embalse	Tipo D	<i>Reservoirs</i>	0
Frutales	Tipo A	<i>Agriculture</i>	77
Frutales	Tipo B	<i>Agriculture</i>	86
Frutales	Tipo D	<i>Agriculture</i>	94
Mosaico cultivo	Tipo A	<i>Agriculture</i>	77
Mosaico cultivo	Tipo B	<i>Agriculture</i>	86
Mosaico cultivo	Tipo D	<i>Agriculture</i>	94
Olivares	Tipo B	<i>Agriculture</i>	86
Olivares	Tipo D	<i>Agriculture</i>	94
Incendio	Tipo D	<i>Fallow (Bare)</i>	94
Cultivo de secano	Tipo A	<i>Agriculture</i>	77
Cultivo de secano	Tipo B	<i>Agriculture</i>	86
Cultivo de regadío	Tipo A	<i>Agriculture</i>	77
Cultivo de regadío	Tipo B	<i>Agriculture</i>	86
Pastizales naturales	Tipo A	<i>Rangeland</i>	49
Pastizales naturales	Tipo B	<i>Rangeland</i>	69

Tabla 31. Valor del Número de Curva de cada tipología de uso y cobertura vegetal del suelo contemplada por el *Corine Land Cover* y en función de la naturaleza edáfica de la red hidrográfica principal.

Fuente: Elaboración propia a partir de N.R.C.S (1986).

Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 32. Para su obtención se ha considerado el evento de precipitaciones utilizado como referencia para la aplicación de la *M-U.S.L.E.*, es decir, el que se registró el día 07 de Noviembre del año 2006, con un valor de 91.8 l/m^2 , equivalente a 3.61 inches según el Sistema Métrico Anglosajón. En este caso, el parámetro que ha sido tomado como referencia para definir la permeabilidad del suelo es el Grupo Hidrológico de Suelo (G.H.S), el cual ha sido asignado considerando la tipología de suelos reflejada en [C.M.A \(2005\)](#) de igual forma que fue realizado en el cálculo del rendimiento sedimentario potencial de la red hidrográfica. Tras ello, se ha enlazado la capa de información resultante con los datos arrojados por el *Corine Land Cover* del año 2006 ([M.M.A.R.M, 2010](#)), para finalmente correlacionar cada tipo de suelo-uso con su correspondiente valor del Número de Curva según los patrones establecido por el *N.R.C.S* de los Estados Unidos (Tabla 31).

Valores de escorrentía superficial total (hm^3) de la red hidrográfica principal				
Río Real	Río Verde	A. Benavolá	Río Guadaiza	Río Guadalmina
± 1.17	± 8.56	± 0.53	± 1.98	± 2.61

Tabla 32. Estimación del volumen total de escorrentía (en hm^3) generado en la red hidrográfica principal durante un evento puntual de precipitaciones especialmente intenso. Fuente: Elaboración propia.

Según muestra la tabla 32, el volumen total de escorrentía superficial generado durante el evento puntual de precipitación considerado es sumamente extraordinario, asumiendo que 1 hm^3 equivale a 10^6 m^3 . En este caso se observa una correlación muy precisa entre cada uno de los términos cuantitativos obtenidos y sus respectivas superficies de cuenca de vertiente, según puede observarse en la tabla 29.

En términos pormenorizados, los mayores valores de escorrentía tienden a registrarse en los suelos urbanos y en las superficies agrícolas, destacando ligeramente entre éstas los olivares respecto al resto de cultivos. En cuanto a la vegetación, es posible apreciar como la presencia de una densa cobertura vegetal en suelos permeables con G.H.S tipo A genera la amortiguación del fenómeno erosivo, mientras que en suelos boscosos impermeables con G.H.S tipo D el volumen de escorrentía por unidad de superficie es más elevado, informando así que la litología del suelo parece imperar sobre el grado y tipo de cobertura vegetal presente en el suelo.

Los valores de escorrentía superficial obtenidos mediante la aplicación del modelo ArcCN-Runoff servirían para respaldar las elevadas tasas potenciales de producción de sedimentos estimadas en la red hidrográfica principal. Se aprecia como la corteza continental reúne las condiciones idóneas para la formación de potentes escorrentías que, con anterioridad a la implantación de la industria del turismo en la Costa del Sol, fueron probablemente responsables del aporte de cuantiosos volúmenes de sedimentos al sistema litoral. Este tipo de fenómenos seguramente continúen registrándose en la actualidad, sin embargo el destino del volumen de sedimentos generado ha cambiado, depositándose probablemente en los abundantes azudes emplazados a lo largo de la red hidrográfica y, de una forma más marcada, en el embalse de La Concepción.

Por esta razón se insiste en este estudio en el paradigma de la gestión de sedimentos en este embalse, pues, partiendo de las estimaciones propuestas, el volumen de sedimentos que entran en el vaso del embalse durante episodios concretos debe ser, cuanto menos, muy elevado.

En este contexto, el episodio de tormenta que tuvo lugar en la Costa del Sol durante los días 04 y 05 de diciembre del año 2016 puede perfilarse como un caso muy interesante a estudiar y que será, sin duda, objeto de atención en posteriores trabajos por su marcada torrencialidad. A título preliminar se ha procedido a estimar, siguiendo los criterios anteriormente expuestos, el volumen total de escorrentía generado en la red hidrográfica durante el citado evento de precipitación, presentándose el resultado obtenido en la tabla 33.

Volumen total de escorrentía superficial total (hm³) generada en la red hidrográfica principal durante el episodio de tormenta acontecida los días 04 y 05 de Diciembre de 2016				
Estación AEMET 6076X Puerto de Marbella (04/12/2016): 213 l/m ² (8.4 inches)				
Río Real	Río Verde	A. Benavolá	Río Guadaiza	Río Guadalmina
± 3.8	± 40.1	± 1.62	± 7.1	± 9.4
+ 2.63	+ 31.54	+ 1.09	+ 5.12	+ 6.79

Tabla 33. Estimación del volumen total de escorrentía (en hm³) generado en la red hidrográfica principal durante el episodio de tormenta acontecido el mes de Diciembre de 2016. Fuente: Elaboración propia.

La contribución de este evento de precipitación al volumen total de escorrentía generada en cada una de las cuencas en comparación con el evento de referencia del año 2006 (en **negrita**) es muy significativa. Quizás el caso más llamativo se registra en la cuenca hidrográfica del río Verde (en rojo), llegando a quintuplicar el valor total de escorrentía estimada durante el evento de precipitación de referencia del año 2006.

Un aumento del volumen total de escorrentía de semejante dimensión debería haberse resentido en la capacidad hídrica del embalse de La Concepción. En el período comprendido entre el día 04 de diciembre a las 00:00 horas hasta el día 05 a la misma hora, los datos obtenidos a partir de la Red S.A.I.H. HIDROSUR, adscrita a la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía, revelan un aumento en la capacidad del embalse de 6.86 hm³, ajustándose este valor a la tendencia que muestran los términos cuantitativos reflejados en la tabla 33. Al término de la tormenta el día 05 de diciembre, la capacidad del embalse según la Red HIDROSUR se situó en 52.41 hm³, manteniéndose constante en torno a este valor en los días sucesivos. El día 11 de diciembre, según informa el portal de noticias La Opinión de Málaga®, la Junta de Andalucía procedió al desembalse de agua con un flujo aproximado de 25 m³/segundo durante dos días debido a que las escorrentías continuaban proporcionando agua al embalse, encontrándose la capacidad máxima de seguridad del embalse (57 hm³) cerca de alcanzarse.

Así todo, los datos obtenidos se prevén de suma utilidad para evidenciar que ante fenómenos meteorológicos especialmente intensos, las cuencas hidrográficas estudiadas, y en especial la del río Verde, continúan funcionando como un sistema capaz de generar cuantiosas escorrentías y, por ende, potentes procesos potenciales de producción de sedimentos que, lamentablemente, ya no constituyen una fuente de aporte al sistema litoral debido a un modelo de usos del suelo y de sus recursos centralizado en el desarrollo de severas intervenciones en la red hidrográfica principal.

4.2.6 Importancia de la identificación de áreas potencialmente erosivas a escala de cuenca hidrográfica

Uno de los resultados más interesantes que se han extraído mediante la aplicación de ArcMUSLE[®] ha sido la identificación de aquellas áreas de las cuencas hidrográficas potencialmente susceptibles de sufrir pérdida de suelo. La utilidad de este tipo de resultados debe sintonizarse con la escala de análisis. Uno de los procesos que más preocupación suscitan en el ámbito de la gestión de cuencas hidrográficas son los deslizamientos de laderas asociados a episodios de precipitaciones puntualmente intensos, constituyendo el peligro natural más importante a escala mundial ([Ferrer-Gijón y García, 2005](#)). Sin embargo, el tratamiento de este tipo de problemáticas exigen de estudios más precisos desarrollados a escala muy local.

El presente estudio, en cambio, debe entenderse como un prelude al desarrollo de investigaciones de esta naturaleza, dado por su mayor escala. Según la [F.A.O \(2007\)](#), el efecto de los usos del suelo sobre la dinámica de los sedimentos terrígenos a escala de cuenca hidrográfica supone un fenómeno difícil de evaluar, constituyendo además un lento proceso en el que resulta muy complejo distinguir entre aquella erosión que se produce de forma natural y aquella de origen antrópico. La *M-U.S.L.E*, desafortunadamente, no permite discernir categóricamente sobre la fuente real de erosión, sin embargo si posibilita el desarrollo de correlaciones probables entre tipologías concretas de usos del suelo o eventos extraordinarios, como la ocurrencia de un incendio por ejemplo, y su repercusión potencial en términos de erosión. Así, el conocimiento de áreas especialmente erosivas según los parámetros que conciernen a la *U.S.L.E* resulta de gran utilidad, por ejemplo, en materia de seguridad a la hora de establecer usos del suelo de tipo residencial o recreativo, y de índole económica a través del emplazamiento de superficies de cultivo.

Se ha advertido previamente el elevado interés que suscita la localización de depósitos de sedimentos *offshore* para su posterior reutilización, por ejemplo, para la regeneración de playas. Algo similar podría extraerse a partir del conocimiento de las fuentes potenciales de aportes de sedimentos terrígenos a la red fluvial, no únicamente para su explotación y/o reutilización, sino como un dato igualmente esencial para la toma de decisiones sobre la adecuación del desarrollo de un determinado uso del suelo sobre otro, un elemento esencial en el paradigma de la gestión de cuencas hidrográficas.

4.3 Transporte y depósito de sedimentos litorales

Tal y como se ha apuntado durante la sección metodológica, tanto el análisis granulométrico de sedimentos como la datación de muestras mediante técnicas como la *O.S.L* entre otras, constituyen procedimientos de gran utilidad en el campo de la geomorfología litoral a fin de formular hipótesis sobre la génesis de determinados depósitos sedimentarios, así como las posibles rutas de viaje que han seguido tales sedimentos desde la fuente original de aporte hasta el punto final de depósito. También se ha indicado a lo largo del presente estudio que la ensenada de Marbella, según sugieren investigaciones llevadas a cabo durante la última década, parece ser objeto de ciertas especificidades en cuanto al comportamiento del medio físico, tal es el caso de la dinámica litoral de los sedimentos o su particular morfodinámica, que la hacen especialmente vulnerable a determinadas actuaciones antrópicas. Por ello, se ha procedido a encajar la discusión de los resultados obtenidos a partir del análisis granulométrico de sedimentos y la datación mediante *O.S.L* en la hipótesis que concierne a la ruta de transporte que prosiguen los sedimentos desde la fuente original de aporte hasta su depósito en el flanco centro-oriental del área de estudio.

4.3.1 Importancia del Messiniense en la fisiografía de la cuenca del Mar de Alborán

Ha constituido un objetivo central en el presente estudio el hecho de asociar determinados cambios en los usos del suelo a escala de cuenca hidrográfica como el principal origen de la problemática de erosión del sistema sedimentario litoral que acusa la ensenada de Marbella. Resulta recurrente que este tipo de actuaciones contribuyan además al retroceso de la línea de costa (Pranzini y Farrell, 2006; Kumar *et al.*, 2010; Belmonte *et al.*, 2013; entre otros), debido en esencia a la drástica reducción de la tasa de aporte sedimentario y a la extracción de reservorios *offshore* para el desarrollo de determinadas medidas correctoras. Un estudio desarrollado recientemente por Guisado-Pintado *et al.* (2016) revela sorprendentemente la ausencia de una variación muy significativa de la línea de costa entre los años 1956 y 2013 (Fig. 225), aproximadamente 40 metros en 57 años, sensiblemente inferior a la tasa de regresión registrada, por ejemplo, por Belmonte *et al.* en la Región de Murcia, en este caso con un valor máximo puntual de retroceso de 68 metros entre los años 1956 a 2007 (51 años). En el caso del área de estudio, Guisado-Pintado *et al.* registran la mayor variación entre los años 1956 y 1984, coincidiendo esta etapa con las grandes actuaciones antrópicas derivadas de la implantación de la industria del turismo en la Costa del Sol, tal y como se ha mostrado en este estudio.

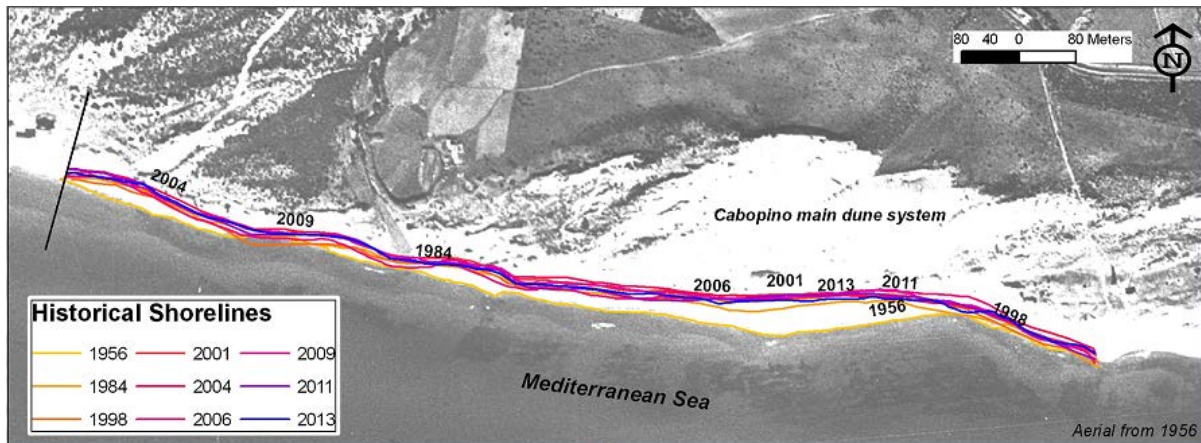


Figura 225. Digitalización de la variación de la línea de costa en la ensenada de Marbella entre los años 1956 y 2013. Fuente: Guisado-Pintado *et al.* (2016).

La causa más plausible que podría justificar este fenómeno residiría en la presencia de un abundante volumen de sedimentos costeros en la plataforma continental, los cuales actuarían amortiguando el déficit de aportes de sedimentos terrígenos. El origen de tales sedimentos en la plataforma sumergida podría asociarse a dos episodios, uno muy reciente centralizado en el aporte de abundantes sedimentos procedentes de la red hidrográfica (S. XIX y primera mitad del S. XX), ajustándose esta premisa a la hipótesis planteada en el presente estudio, y un segundo episodio más tardío asociado a la drástica variación del nivel del mar que aconteció durante el Messiniense (hace aproximadamente 5,6 M.a).

Tal y como se ha apuntado con anterioridad, la Crisis Salina del Messiniense produjo un descenso muy significativo del nivel del mar, según [Ryan \(1976\)](#) del orden de 1.500 metros, fenómeno que generó la extensión de la red hidrográfica como mecanismo de reajuste del nivel de base fluvial y, por tanto, el potencial aumento de la tasa de aporte de sedimentos terrígenos derivado, entre otros motivos, de un significativo aumento de la pendiente de la plataforma ([Loget y Van Den Driessche, 2006](#); [Roveri *et al.*, 2014](#)).

De acuerdo con [García-Castellanos *et al.* \(2009\)](#), la reapertura del Estrecho de Gibraltar hace aproximadamente 5,3 M.a produjo un drástico aumento del nivel del mar, registrando un ritmo aproximado de 10 metros al día. Las causas de la reconexión entre el Océano Atlántico y el Mar Mediterráneo residen, de acuerdo con [Loget *et al.* \(2005\)](#), [García-Castellanos *et al.*](#) y [Rabineau *et al.* \(2015\)](#), en la ocurrencia de procesos tectónicos asociados a la presencia de fallas, por erosión, por subsidencia de la cuenca mediterránea respecto a la atlántica, o bien como una combinación de varias de estas causas. El rápido ascenso del nivel del mar supuso la creación de un flujo muy energético (conocido como *Zanclean flood*), desarrollando, según la citada fuente, velocidades que pudieron alcanzar los 144 Km/h (40 m/s) y caudales del orden de 10^8 m³/s (tres órdenes de magnitud superior al caudal actual del río Amazonas), perfilándose así como responsable del transporte, o más bien arrastre considerando tales velocidades de flujo, de un gran volumen de sedimentos y material rocoso hacia la cuenca mediterránea oriental y la línea de costa.

El flujo de agua entrante desde el Océano Atlántico habría registrado además las máximas velocidades a su paso por el Mar de Alborán, considerando que la distancia entre el litoral andaluz y las costas del norte de África es más reducida en este tramo del Mar Mediterráneo, lo cual justificaría a su vez la extraordinaria dimensión energética del fenómeno expuesto.

De acuerdo con Estrada *et al.* (2011), los procesos oceanográficos y geomorfológicos acontecidos durante el Messiniense han desempeñado un rol esencial en la configuración fisiográfica de la cuenca del Mar de Alborán. Según la citada fuente, los procesos erosivos más intensos producidos por el flujo post-Messiniense (*Zanclean flood*) se registraron en la cuenca occidental más cercana al Estrecho de Gibraltar, es decir, con gran proximidad al área de estudio, indicando García-Castellanos *et al.* que pudo constituir el origen del gran cañón submarino que separa la placa Euroasiática y Norteafricana en la actualidad. Tales procesos pudieron generar, con suficiente probabilidad, el transporte de sedimentos y rocas hacia el este, de modo que, por cercanía, podría resultar plausible el acúmulo de un cierto volumen de tales materiales en lo que en la actualidad constituye la plataforma sumergida del área de estudio.

Durante los últimos cinco millones de años se han producido varios episodios de glaciaciones, responsable de diversas fluctuaciones en el nivel del mar, registrándose el nivel mínimo más reciente durante el último episodio glacioeustático (Transgresión Flandriense) hace aproximadamente 18.000 años, describiendo una línea de costa perfectamente encajada en la isobata de 100 metros en el caso de la ensenada de Marbella (Fernández-Salas y Malvárez, 2015; Fig. 32)

Con todo ello, podría resultar plausible considerar que la drástica subida del nivel del mar ante la reapertura del Estrecho de Gibraltar, junto con el resto de fluctuaciones que acontecieron posteriormente, han podido actuar como mecanismo de dispersión y reubicación de sedimentos costeros, no únicamente a lo largo de la plataforma sumergida desde la isobata de 100 metros hasta la línea de costa actual, sino también en la corteza terrestre, conformando un sustrato de materiales pliocenos sobre la que se han depositado sedimentos más recientes de tipo glaci, que han constituido un excelente escenario para el desarrollo de la agricultura y el emplazamiento de superficies urbanas según refieren Ferre y Ruíz-Sinoga (1986).

4.3.2 El estudio de la evolución de la línea de costa como indicador de erosión

El estudio de la evolución de la línea de costa en diferentes momentos de tiempo ha sido frecuente abordado en la literatura con objeto de diagnosticar la magnitud que adquiere la problemática de la erosión de la costa debido a factores naturales e inducidos por las actividades económicas (Stive *et al.*, 2002; entre otros). En términos generales este tipo de estudios correlacionan exitosamente la relación plausible de causa-efecto que se puede deducir tras una drástica reducción en la tasa de aportes sedimentarios. El área de estudio, tal como se ha tratado en el apartado anterior, se perfila como una excepción a este modelo de comportamiento.

Una clave adicional que contribuye a este planteamiento se encuentra en la figura 32, en donde se muestra la batimetría de la ensenada de Marbella en alta resolución. En ella, Fernández-Salas y Malvárez definen la presencia de prismas infralitorales en el flanco oriental de la ensenada de Marbella, prácticamente al término de la ensenada, frente a las dunas de Artola. Este tipo de morfologías constituyen cuerpos sedimentarios deposicionales situados en el dominio infralitoral, y su presencia es habitual en las costas atlánticas y mediterráneas (Hernández-Molina *et al.*, 2000). Lo que resulta más interesante de este tipo de morfologías en su dinámica, reflejando una dirección de desplazamiento hacia el este que sugiere el transporte de sedimentos a lo largo de la plataforma sumergida en esta dirección. La presencia de tales formaciones sedimentarias ha podido amortiguar el registro de procesos de regresión de la línea de costa de gran envergadura, lo cual contribuiría a razonar que el estudio de la variación de la línea de costa ante este tipo de particularidades no constituiría un indicador pertinente de erosión costera. No obstante, es posible que este planteamiento varíe en un plazo temporal determinado, sugiriendo la figura 32 la posible migración de los prismas infralitorales más allá de los límites fisiográficos de la ensenada de Marbella, fenómeno por otra parte más que razonable considerando que el sedimento, como todo recurso natural, es finito. En la actualidad, el flanco oriental de la plataforma emergida del área de estudio se comporta de forma estable en términos sedimentarios, más allá de la problemática inferida por los procesos de urbanización ya referidos. El fenómeno apuntado plantea un nuevo escenario en el momento en el que los depósitos sedimentarios se agoten, o bien desaparezcan de la zona de influencia morfodinámica del sistema litoral, encontrándose probablemente marcado por fuertes fenómenos erosivos en las playas más orientales del municipio que repercutirán, irremediablemente, en la regresión de la línea de costa.

4.3.3 Transporte litoral de sedimentos en la ensenada de Marbella

La naturaleza de los procesos dinámicos que tienen lugar en la zona de *Nearshore* de la ensenada de Marbella ha sido objeto de estudio reciente por expertos en el campo de la geomorfología litoral. Uno de los estudios más relevantes a este objeto fue elaborado por Guisado-Pintado *et al.* (2013), quienes demostraron la existencia de una célula litoral en dirección W-E que era activada durante episodios de tormentas de alta energía procedentes del este (Fig. 226). Es preciso indicar que este tipo de células reflejan un proceso cíclico completo de sedimentación, el cual comprende su fuente, ruta de transporte y depósito (Inman, 2003).

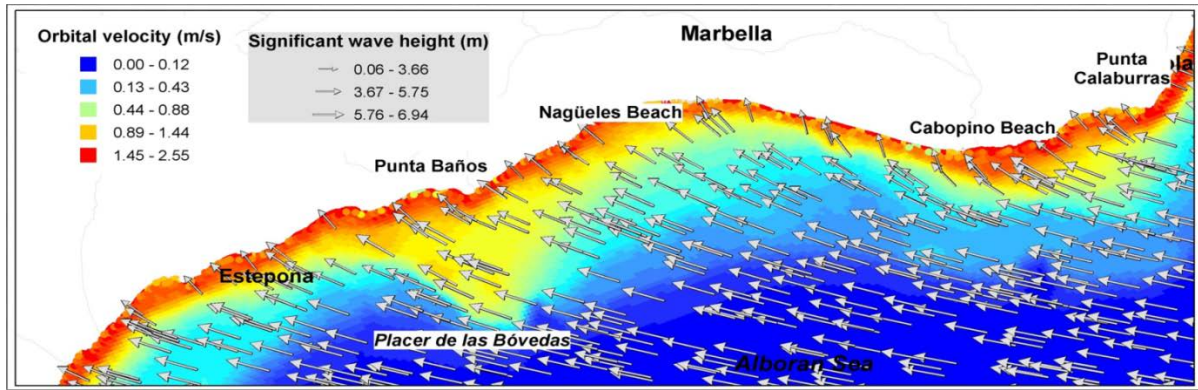


Figura 226. Hidrodinámica de la ensenada de Marbella en condiciones de alta energía procedentes de levante. Fuente: Guisado-Pintado *et al.* (2013).

Considerando la extraordinaria implicación que el comportamiento de dicha célula de transporte ejerce en la dinámica sedimentaria litoral de la ensenada de Marbella, Guisado-Pintado *et al.* (2015) llevaron a cabo un posterior estudio en el que estimaron la variación volumétrica de la batimetría de la plataforma continental durante la incidencia, en esta ocasión, de un temporal procedente del oeste, en el período comprendido entre finales del S. XIX (año 1888) y principios del S. XXI (año 2010). El resultado fue sorprendente en dos sentidos, reflejando de una parte pérdidas netas de sedimentos en el flanco oeste de la ensenada de Marbella y ganancia en el este (Fig. 227) y, además, que la célula litoral previamente caracterizada por Guisado-Pintado *et al.* en el año 2013 y que era activada durante eventos de levante de alta energía, se comportaba de forma similar durante las tormentas procedentes del oeste (Fig. 228), finalizando en ambos casos en el *Nearshore* frente a las actuales dunas de Artola.

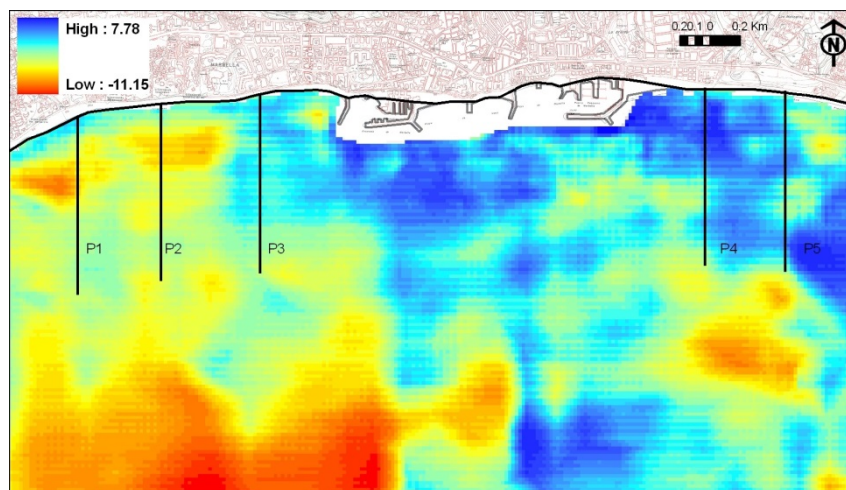


Figura 227. Cambios topobatemétricos en la ensenada de Marbella entre los años 1888 y 2010. El color rojo indica pérdida potencial de sedimentos, mientras que el color azul indica ganancia neta. Fuente: Guisado-Pintado *et al.* (2015).

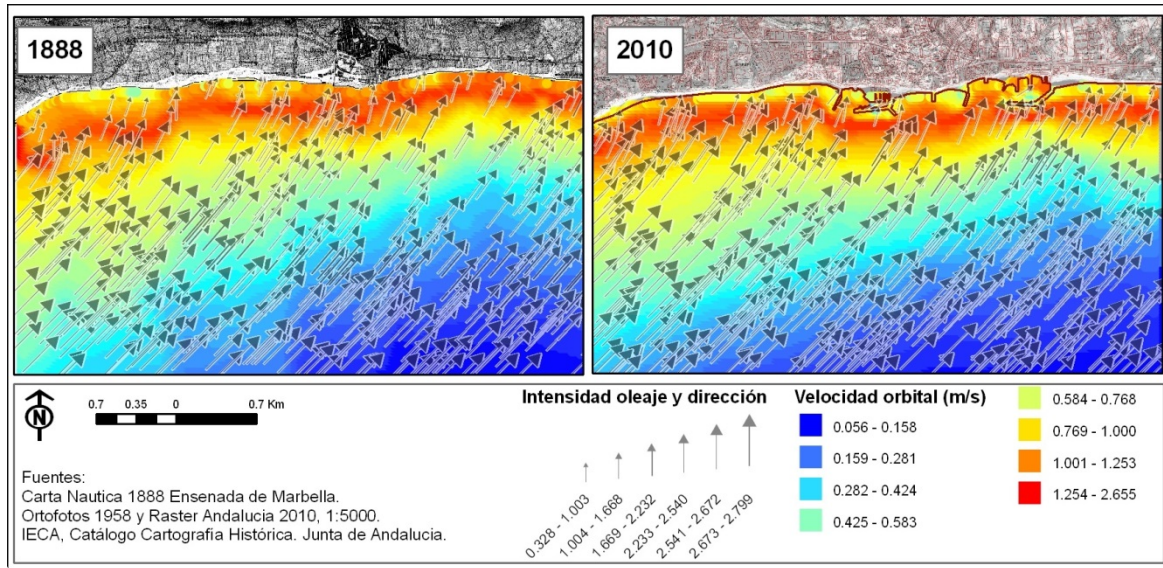


Figura 228. Hidrodinámica de la ensenada de Marbella en condiciones de alta energía procedentes de poniente. Fuente: Guisado-Pintado *et al.* (2015).

Estos datos son esenciales al objeto del presente estudio, pues demuestran que una vez los sedimentos terrígenos procedentes de las cuencas hidrográficas vertientes al flanco oeste de la ensenada de Marbella se incorporan al sistema litoral, éstos son potencialmente removilizados durante episodios de alta energía procedentes tanto de levante como de poniente y transportados en dirección W-E hacia las dunas de Artola.

Guisado-Pintado *et al.* (2015) llevaron igualmente a cabo una estimación cuantitativa del balance volumétrico de los sedimentos presentes en la plataforma continental entre los años 1888 y 2010 mostrado en la figura 227, reflejando en el período más reciente una importante reducción respecto a las condiciones estimadas a finales del S. XIX. Este fenómeno concuerda con el déficit en los aportes de sedimentos terrígenos debido a la intervención de los principales cauces fluviales del área de estudio mediante infraestructuras de ingeniería hidráulica, fruto de la adaptación del área de estudio a la política hidráulica de España durante el S. XX.

4.3.4 Morfodinámica y transporte eólico de los sedimentos

De acuerdo con la citada fuente, el volumen de sedimentos susceptible de ser transportado por la célula litoral hacia el flanco este de la ensenada de Marbella será aquel depositado en la plataforma continental hasta una profundidad máxima de 30 metros. La morfología estrecha y alargada de la plataforma continental es clave en este proceso. En base a ello, una vez alcanzado el punto final del ciclo de transporte, aquel volumen de sedimentos depositados bajo la influencia de la profundidad de cierre del oleaje, entendida como aquella a partir de la cual el efecto transversal del oleaje quedaría desactivado (situada en 8 metros según la citada fuente en condiciones modales de oleaje), éstos serán transportados hacia la zona de *surf* y finalmente depositados en las playas por la acción de un oleaje tipo *spilling* acorde a medios de recuperación post-tormenta o sistemas disipativos (Malvárez, 1999).

Una vez los sedimentos son depositados en las playas por la acción del oleaje, da comienzo la fase de transporte eólico en la que se inicia el proceso de construcción de las playas y la génesis de los mantos eólicos por la acción del viento. En este contexto, el análisis de los parámetros granulométricos de los sedimentos, principalmente el tamaño de partículas, grado de clasificación y de asimetría, resulta de suma utilidad, pues informan de la naturaleza del proceso de transporte litoral y eólico al que han estado sometidas las partículas de sedimentos.

Retomando nuevamente el argumento de [Abuodha \(2003\)](#), la distribución del tamaño de los sedimentos en sistemas dunares se encuentra condicionado por 1) la distancia de éstas respecto a la línea de costa, 2) su distancia respecto a la fuente de aporte, 3) el tipo de material que compone los diferentes tipos de suelos de la corteza continental, 4) la topografía y, finalmente, 5) los mecanismos de transporte sedimentario.

Considerando todos estos factores en el área de estudio, el registro granulométrico potencialmente esperable en los mantos eólicos del flanco centro-oriental de la ensenada de Marbella, en base al criterio de [McLaren \(1981\)](#) y [McLaren y Bowles \(1985\)](#), hubiera consistido en tamaños medios de granos tendentes a fino, dada la oposición geográfica existente entre la fuente de aporte y el término de la célula litoral de transporte, resultantes de un excelente grado de clasificación o *sorting* y en una asimetría negativa, la cual indicaría el claro predominio de la clase de tamaño que define la arena fina (0,125 mm de diámetro) sobre el resto, acorde a una distribución leptocúrtica. El resultado indica el predominio de tamaños medios acordes a arena fina frente a media, gruesa y gravas, lo cual se ajusta a lo esperable, sin embargo tanto los valores obtenidos de asimetría como de curtosis revelan una suma heterogeneidad sometidos a una amplia variabilidad espacial a lo largo del perfil dunar, tal y como ya advirtieron [Pye y Tsoar \(1990\)](#), [Lancaster \(1995\)](#) o [Lancaster et al. \(2002\)](#) entre otros.

La obtención de valores de *sorting* entre el rango de ‘moderadamente bueno o bueno’ en más del 95% de las muestras analizadas lleva a sugerir que la célula de transporte eólico podría estar contribuyendo en la actualidad a la construcción del sistema, si bien las barreras arquitectónicas, las actividades económicas centralizadas en el litoral y el escaso planeamiento para un acceso controlado a las playas estarían suponiendo los principales impedimentos.

El entorno de las dunas de Artola resulta muy interesante. La presencia de arenas gruesas (0,5 mm de diámetro), aunque en concentraciones muy bajas, en los puntos más profundos del perfil, fenómeno extrapolable a otros puntos del área de muestreo junto a partículas muy gruesas e incluso gravas, plantean interesantes hipótesis sobre su génesis, como la premisa de tratarse de dunas rampantes desarrolladas sobre depósitos de *Beachrock* en las que habrían recibido aportes tal vez coluviales de origen estrictamente terrígeno, procedentes de la red fluvial, en conjunción con los mecanismos de aporte litorales habituales y que se han tratado en el presente documento.

No obstante, se prevé imprescindible la realización de futuras investigaciones y aplicación de otro tipo de metodologías a fin de aportar mayor claridad a esta cuestión.

La escasa variabilidad de los resultados granulométricos obtenidos en los transeptos de muestreo trazados en las dunas de Artola sugieren que el sistema se encuentra en la actualidad en una situación de estabilidad en la que no soporta grandes fluctuaciones, ni en términos de acreción ni erosión. Ello concuerda con el estudio llevado a cabo por [Guisado-Pintado *et al.* \(2016\)](#), en el que los autores advirtieron que el crecimiento del sistema dunar se encuentra actualmente paralizado, motivado de una parte por una posible migración de los reservorios de sedimentos sumergidos en la plataforma continental más allá de la profundidad de cierre y, además, por su estabilización mediante infraestructuras de tránsito (Figs. 229 y 230) y la construcción de redes viarias.



Figura 229. Aspecto que presentaban las dunas de Artola en el año 2013.
Fuente: *Coastal Environments Research Group*.



Figura 230. Estado actual de las dunas de Artola (año 2017). Fuente: La imagen superior pertenece al *Coastal Environments Research Group*. La imagen inferior fue publicada en el portal local de noticias Marbelladirecto® con fecha de 01 de marzo de 2017.

4.3.4 Notas sobre la naturaleza y dimensión de los mantos eólicos del área de estudio

Una de las contribuciones más interesantes que se extraen a partir del estudio de [Guisado-Pintado et al. \(2016\)](#) es la caracterización de los mantos eólicos que configuran el flanco centro-oriental de la ensenada de Marbella. El resultado se muestra en la figura 231, en donde se aprecia la dimensión que éstos adquieren a lo largo del área de estudio. Según la citada fuente, una de las principales particularidades de este sistema dunar es que, aun emplazándose estrictamente en un escenario mediterráneo, éstas se comportan como dunas atlánticas en tanto en cuanto su génesis parece estar asociada al aporte de sedimentos costeros desde la última glaciación en lugar del aporte de fuentes terrestres. Según este razonamiento, la formación de dunas atlánticas se asocia al período comprendido entre el Pleistoceno terminal y el comienzo del Holoceno, es decir, desde hace aproximadamente 18.000 hasta 11.700 años, momento en el nivel del mar se encontraba en torno a los 120 metros por debajo del actual según muestran [Hernández-Molina et al. \(1996\)](#).

Sin embargo, la dimensión de los mantos eólicos podría ser aún mayor a la estimada. Esta afirmación se extrae a partir de un análisis de datación por luminiscencia óptica (*O.S.L*) realizada sobre una muestra de sedimentos colectada en un punto situado a 1 Km. aproximadamente de la línea de costa actual (representado en color amarillo), según muestra la figura 231. Dicho análisis fue encargado al Laboratorio de Luminiscencia de la Universidad de Liverpool (Reino Unido) en el mes de septiembre del año 2014. El informe emitido refleja la predominancia de arena media-fina (0,25 mm), muy similar al tamaño de partícula predominante en los mantos eólicos del área de estudio según revelan los resultados granulométricos realizados en este estudio. La tipología de los sedimentos, en este caso arenas rojas, difiere aparentemente de los depósitos habituales del sistema playa-duna, si bien se han identificado depósitos de este tipo en algunas zonas de las dunas de Artola. El Mapa Hidrogeológico de España, por su parte, atribuye estos depósitos a materiales permeables correspondiente a depósitos aluviales, litorales o dunas del período Cuaternario ([I.G.M.E, 2012](#)).

El resultado obtenido revela ciertas anomalías respecto a los datos esperables de una muestra de sedimentos eólicos, mostrando evidencias de procesos de retrabajamiento más reciente o bioturbación. El área donde fue tomada la muestra para su datación se encuentra conformada por una densa cobertura de pinares, siendo plausible por tanto que tales anomalías presenten un origen biológico. Por otra parte, se advirtió que la posible presencia de minerales pesados podría haber generado la alteración de la radiación ionizante que reciben las muestras según el procedimiento de datación *O.S.L*, fenómeno plausible dada la amplia presencia de minerales ricos en hierro, como la magnetita, y la cercanía de los afloramientos peridotíticos de la S. Alpujata. Con todo ello, la edad de dicha muestra fue situada en un primer momento en el intervalo 8.000-18.000 años, siendo fijada posteriormente en torno a los 11.000 años, es decir, al comienzo del período Holoceno.

El grado de incertidumbre que concierne a la datación realizada ha resultado ser más elevado de lo esperado, muestra de la complejidad que comprende el estudio de ambientes sometidos a una amalgama de usos y procesos naturales y antrópicos. No obstante, tanto su granulometría como su edad tentativa encajan con suficiente precisión con el contexto temporal sobre la génesis de dunas atlánticas, si bien análisis adicionales serían necesarios para corroborar esta teoría.

Con todo ello, tanto el extraordinario tamaño que muestran los mantos eólicos del área de estudio como la presencia de reservorios de sedimentos sumergidos en la plataforma continental parecen hallarse en sintonía con el aporte de cuantiosos volúmenes de sedimentos terrígenos procedentes de la red hidrográfica durante períodos de tiempo pasados, en los que los usos del suelo y de sus recursos no contemplaban la intervención de los mecanismos de aporte sedimentario al sistema litoral.

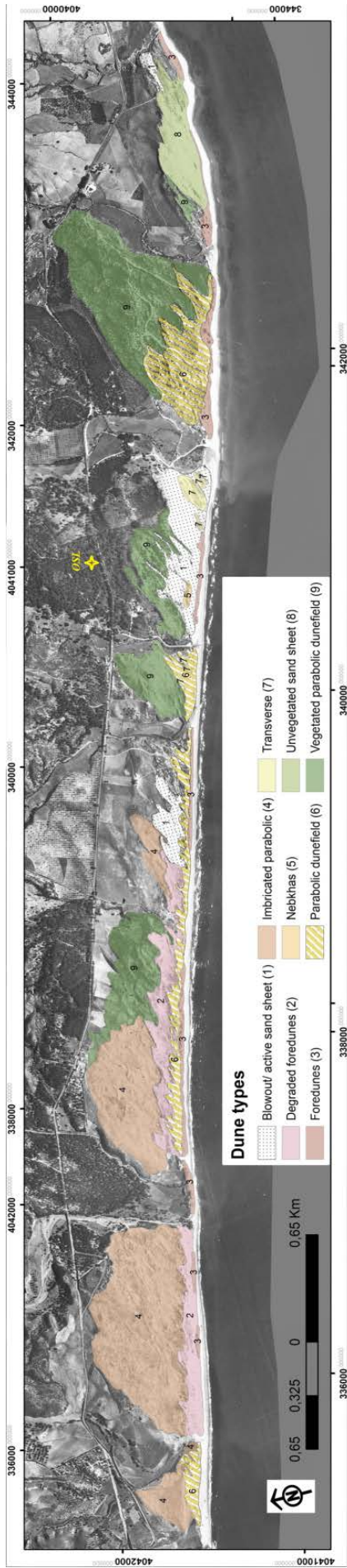


Figura 231. Caracterización de los mantos eólicos presentes en el flanco centro-oriental de la ensenada de Marbella.
Fuente: Editado a partir de Guisado-Pintado *et al.* (2016).

5. Conclusiones

El enfoque de la *F.A.O* sobre la ordenación integrada de zonas costeras y el sector forestal dictamina que la elevada complejidad y dinamismo de las áreas litorales requiere que las estrategias de gestión y ordenación del territorio se lleven a cabo en estrecha armonía con el desarrollo de estudios científicos de índole social y ambiental que creen, en definitiva, un vínculo causa-efecto entre las actuaciones que soporta el medio físico a manos del ser humano y su repercusión en términos ambientales. La Costa del Sol, tal y como se desprende del presente análisis, constituye un escenario excelente para la elaboración de estudios de esta naturaleza, pues ha albergado un modelo de crecimiento caracterizado por un desarrollo urbanístico intenso e irracional en torno al litoral y una marcada insostenibilidad en la explotación de los recursos naturales.

Este tipo de actuaciones han generado el peor efecto posible en términos ambientales, sociales y económicos, traducido de una parte en la afectación de uno de los principales atractivos turísticos de la Costa del Sol, las playas, requiriendo la aplicación de costosas medidas correctoras destinadas a paliar el déficit de sedimentos que acusan, y cuya solución se prevé irremediable a medio y largo plazo. El déficit de sedimentos en las playas repercute además en el aumento de la vulnerabilidad de la población ante la ocurrencia de fenómenos costeros especialmente intensos. Junto a ellos, los episodios de avenidas e inundaciones procedentes de la red hidrográfica se perfilan como una causa primaria de afectación a la seguridad de la población y a la integridad estructural del mobiliario público. La Costa del Sol Occidental reúne dos requisitos esenciales para ello; (i) un régimen de precipitaciones marcado por una gran torrencialidad y (ii) la presencia de desembocaduras fluviales tipo rambla, las cuales imprimen mayor velocidad y energía a los caudales fluyentes. La magnitud destructiva de este tipo de fenómenos alcanza su máximo exponente ante el emplazamiento de viviendas en zonas inundables, fenómeno que denota la irracionalidad del modelo de ordenación territorial implementado.

El ambicioso modelo de explotación de los recursos naturales desarrollado en la Costa del Sol Occidental no se ha conformado con centralizar su influencia sobre las zonas costeras, sino que se ha extendido igualmente hacia las cuencas hidrográficas a través de la artificialización de los cauces fluviales mediante la construcción de embalses, presas, azudes y complejos sistemas de trasvases. Considerando la extraordinaria implicación de la red fluvial como fuente primaria de aporte sedimentario a los sistemas litorales de la cuenca Mediterránea, es posible apuntar a este tipo de actuaciones como las principales causantes del déficit de sedimentos en las playas de Marbella y el potencial origen de las graves consecuencias sociales y económicas que derivan de la erosión de la costa.

A pesar de ello la línea de costa de la ensenada de Marbella no ha experimentado variaciones muy significativas entre los años 1956 y 2013, tal y como se desprende del estudio llevado a cabo por Guisado *et al.* Este fenómeno resulta sorprendente, además de extremadamente interesante desde una perspectiva geomorfológica y oceanográfica, pues sugiere que el drástico déficit en el aporte de sedimentos terrígenos al sistema litoral podría estar siendo amortiguado por la presencia de volúmenes potencialmente cuantiosos de sedimentos en la plataforma continental sumergida. La presencia de tales sedimentos, tal y como se apunta en este estudio, podría ampararse en dos grandes hitos; (I) en el potencial aumento de la tasa de aporte de sedimentos terrígenos ante la extensión de la red hidrográfica aparejada al descenso del nivel del mar durante la Crisis Salina al comienzo del Messiniense, origen plausible de los cañones submarinos de Las Bóvedas y de Calahonda y (II) en el vertiginoso arrastre de sedimentos hacia la costa que pudo producirse durante el brusco ascenso del nivel del mar debido a la reapertura del Estrecho de Gibraltar al término del Messiniense. En cualquier caso, la validación de esta teoría requeriría el desarrollo de estudios adicionales que muestren más evidencias, sirviendo no obstante el presente estudio para apostillar que la implicación del Messiniense en la configuración fisiográfica de la plataforma continental emergida y sumergida de la ensenada de Marbella ha sido fundamental.

Este tipo de fenómenos denotarían la excepcionalidad del medio físico de la Costa del Sol. Los agentes sociales encargados del proceso de toma de decisiones en materia de gestión del Territorio y el Medio Ambiente deben ser conocedores, desde una perspectiva interdisciplinar, del conjunto de variables ambientales que regulan el comportamiento del medio físico. Sin los datos adecuados podrían interpretarse este tipo de fenómenos hacia la ausencia de procesos reales de erosión en la costa, un grave desacierto bajo nuestro punto de vista al atender a los casos recientes de desaparición de playas y daños estructurales al mobiliario público y al sector servicios acontecidos en las zonas costeras de la Costa del Sol. De este tipo de circunstancias sería posible deducir que el volumen de sedimentos presentes en la plataforma continental sumergida, como cualquier recurso finito, parece estar agotándose, hipótesis que auguraría un cambio de escenario a medio plazo caracterizado por un mayor nivel de afectación social, económica y ambiental derivada de la erosión de la costa.

Junto a la anulación de la fuente de aportes de sedimentos al sistema litoral, la degradación de los sistemas dunares debido al desarrollo de labores de mantenimiento de las playas marcadas por un pobre respeto por la correcta conservación de las dunas incipientes ha contribuido al sobredimensionamiento de los fenómenos referidos en el párrafo anterior. Las labores de limpieza y reubicación de los sedimentos que se realizan periódicamente en las playas mediante el empleo de maquinaria pesada suponen verdaderos agentes erosivos responsables de la destrucción de las dunas embrionarias y de la compactación del perfil de playa, factores que conducen al aumento de la vulnerabilidad del medio físico ante la incidencia de episodios meteorológicos de alta energía.

De la caracterización del medio físico del área de estudio se extrae que su comportamiento se ajusta a un sistema de engranajes constituido por variables geográficas, ambientales y socioeconómicas que deben estudiarse de forma integrada. Factores estrictamente ambientales como el clima, el tipo de vegetación, la geología y la naturaleza de la red hidrográfica han desempeñado un rol esencial en dos sentidos, de una parte en la naturaleza del modelo de usos del suelo y de explotación de los recursos y, por otra parte, proporcionando los ingredientes necesarios para perfilarse como un escenario potencialmente responsable del registro de elevadas tasas de aportes de sedimentos terrígenos al sistema litoral (Fig. 232).

El medio físico como fuente de valiosos recursos naturales

En cuanto al modelo de usos del suelo y de explotación de los recursos naturales implementado, el medio físico del área de estudio ha actuado como fuente de minerales de elevado interés comercial, de recursos madereros de excelente calidad que sirvieron para soportar el desarrollo industrial siderúrgico de la región y de abundantes recursos hídricos procedentes de intensos episodios de precipitaciones estacionales cuya ciclicidad ofrece, a su vez, prolongados períodos de bonanza climática muy atractivos para el turismo (Fig. 232.A). De ello se puede deducir que el modelo de usos del suelo que ha registrado el municipio de Marbella parece haber adoptado dos etapas con diferentes filosofías, una primera durante los siglos XVII al XIX focalizada en torno a la explotación económica del suelo y de sus recursos, y una segunda etapa a partir del S. XX más orientada al establecimiento de las zonas costeras como escenario turístico de primer nivel mediante un desproporcionado desarrollo de construcciones.

Entre las diversas actividades económicas que se han llevado a cabo en Marbella durante los últimos cuatro siglos, destacándose en este estudio la agricultura, la siderurgia, la minería y el turismo, es esta última la que ha causado un mayor impacto sobre el estado de conservación de los recursos naturales del medio físico. Esta afirmación no quiere decir que los usos del suelo desarrollados en el pasado fueran respetuosos con el estado de conservación de los recursos naturales. Un ejemplo de ello se encuentra en el proceso de deforestación de los montes de S. Real acontecido durante el S. XIX, causante según el testimonio de Madoz de un grave impacto paisajístico y ecológico. Sin embargo, se apunta en el presente estudio que pudo suponer, a su vez, la causa de un aporte extraordinario de sedimentos terrígenos al sistema litoral y que pudo contribuir al aumento del volumen de sedimentos presentes en la plataforma continental sumergida.

Frecuentemente se ha advertido que el recurso natural más valioso de la Costa del Sol es el agua. La elevada estacionalidad del régimen de precipitaciones, junto a la potente demanda de suministro de agua por parte de una creciente población, han constituido las razones principales que han sustentado el ejercicio de un máximo control sobre los recursos hídricos mediante obras de ingeniería hidráulica.

El máximo exponente de este planteamiento en el área de estudio fue, junto a la proyección del embalse de La Concepción, la construcción en el año 1995 del Trasvase Guadalmanza-Guadalmina-Guadaiza al citado embalse, una actuación de extraordinaria dimensión al nivel de las que se llevaron a cabo en el litoral durante los años 70 y 80 del S. XX. La adecuación de la comarca occidental de la Costa del Sol al contexto hidrológico nacional se produjo de forma tardía, construyéndose el embalse de La Concepción dos décadas después de que se iniciaran las grandes actuaciones sobre la red hidrográfica del país. No obstante, su construcción se llevó a cabo en el momento preciso en el que surgió la necesidad de asegurar el suministro de agua a una población en pleno auge según las cifras que se han presentado en este estudio, incluso durante períodos de dura sequía. La elección del río Verde como escenario principal de actuación no fue casual, constituyendo una cuenca hidrográfica suficientemente solvente en términos hídricos como para satisfacer la demanda de la práctica totalidad de los municipios que configuran la Costa del Sol Occidental, si bien ya se trataba de un escenario interesante durante los siglos XIX y XX para el desarrollo de la siderurgia y del comercio de minerales.

La importancia de esta cuenca hidrográfica en el contexto sedimentario de la ensenada de Marbella ha sido esencial según arrojan las estimaciones realizadas. La construcción de este embalse en la cuenca con mayor capacidad potencial de producción de sedimentos y el cauce más caudaloso de la red hidrográfica del área de estudio ha dispuesto del mayor grado de desacierto posible en lo que concierne a la dinámica de los sedimentos a escala continental y litoral. No obstante, esta actuación constituye un indicativo de la naturaleza del proceso de toma de decisiones adoptado en el área de estudio, caracterizado por un marcado interés económico y la completa desatención a la naturaleza de los procesos naturales que rigen el comportamiento del medio físico.

El rol del medio físico en la producción de elevadas tasas de sedimentos terrígenos

El estudio de la Costa del Sol ha sido abordado en la literatura desde una perspectiva histórica, paisajística, climática, geológica, geomorfológica y oceanográfica. En la presente Tesis se avanza un paso más, debiéndose concluir que las propiedades ambientales intrínsecas del medio físico han regulado tanto el modelo de usos del suelo y aprovechamiento de los recursos como el comportamiento de la dinámica sedimentaria continental y litoral, el cual se ha visto terriblemente afectado por el ambicioso modelo de crecimiento económico desarrollado.

El análisis del paradigma de la pérdida potencial de suelo en las cuencas hidrográficas bajo estudio supone un interesante reto, motivado por la compleja geología de los Sistemas Béticos, la intensa amalgama de usos artificiales del suelo concentrados en torno al litoral, la mineralogía de la corteza continental, abundante en metales pesados que derivan ampliamente del mayor afloramiento peridotítico de Europa, así como la extraordinaria superficie de las cuencas hidrográficas y la activa orografía que infiere la cercanía de los Sistemas Béticos al nivel del mar.

Se apunta en este estudio que las cuencas hidrográficas vertientes a la ensenada de Marbella disponen de los ingredientes necesarios para albergar elevadas tasas potenciales de producción de sedimentos terrígenos mediante las potentes escorrentías que se generan durante los intensos episodios de precipitaciones característicos del clima mediterráneo subtropical (Fig. 232.B), procesos que, en definitiva, han sido desatendidos durante la elaboración de las oportunas herramientas de ordenación y gestión del territorio y el medio ambiente.

La aplicación de la *M-U.S.L.E* permite estimar la dimensión que adquiere el proceso de producción de sedimentos en la red hidrográfica principal ante un episodio puntual de precipitación. Los resultados obtenidos, aun debiéndose interpretar con suma prudencia dado su carácter estimativo, se prevén muy valiosos ya que se ajustan a la hipótesis que ha preocupado a destacados investigadores en el campo de la geomorfología litoral durante varias décadas sobre el posible origen de los mantos eólicos que se ubican en la sección centro-oriental de la ensenada de Marbella, potencialmente cuantiosos en términos volumétricos. El estudio de los procesos de pérdida de suelo a escala de cuenca hidrográfica abre además un campo de investigación muy amplio y escasamente abordado en la Costa del Sol Occidental, lo cual se prevé extremadamente interesante de cara al desarrollo de futuras líneas de investigación.

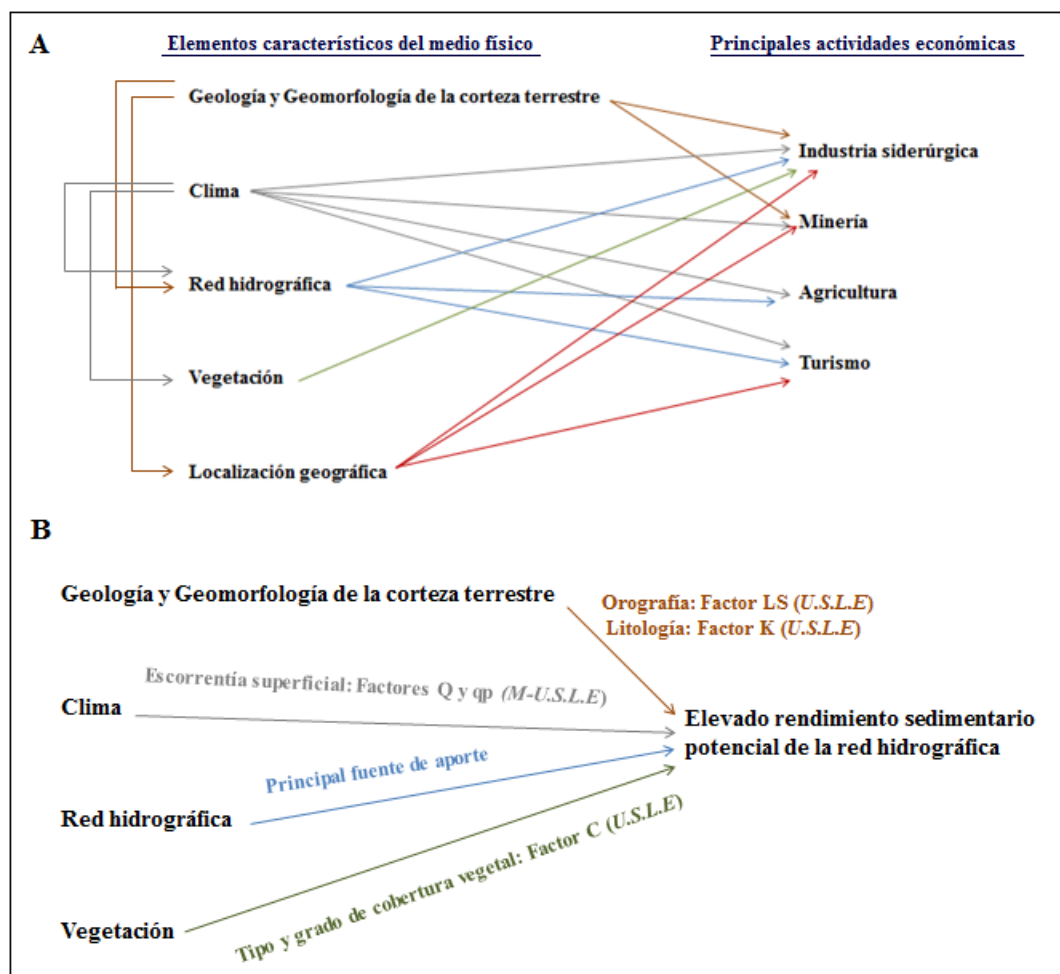


Figura 232. Relación entre los principales recursos naturales del medio físico del área de estudio y el modelo de desarrollo socioeconómico implantado (Diagrama A), y su efecto en términos de aportes sedimentarios terrígenos (Diagrama B). Fuente: Elaboración propia.

Importación de una herramienta de modelización de pérdidas de suelo diseñada en Estados Unidos a un escenario mediterráneo

El análisis de los procesos de producción potencial de sedimentos en la red hidrográfica ha resultado especialmente dificultoso debido a la complejidad inherente al territorio y a la naturaleza de la herramienta de modelización utilizada. La decisión de adoptar un modelo teórico diseñado en los Estados Unidos fue tomada considerando su gruesa trayectoria en el estudio de los procesos de pérdida de suelo, constituyendo la cuna de la creación de la *U.S.L.E* y de sus versiones revisada y modificada. Sin embargo ha planteado a su vez la necesidad de realizar la conversión de ciertos datos de entrada, como el coeficiente de erodibilidad o el código de uso del suelo, a la métrica y los estándares de utilización en este país, un proceso poco común en los estudios de erosión en Europa. No obstante, una vez salvadas tales dificultades, la herramienta proporciona resultados gráficos muy interesantes y fácilmente interpretables por los agentes sociales encargados de la toma de decisiones sobre la gestión del territorio y el medio ambiente.

Cambio de perspectiva: El sedimento como recurso natural

La importancia del estudio de los procesos de producción de sedimentos en sistemas marcadamente deficitarios como la Costa del Sol resulta esencial. Quizás nos encontremos en un momento excelente para asumir que el recurso natural más valioso de la Costa del Sol ya no es únicamente el agua, sino también el sedimento. La consideración de los sedimentos terrígenos como un recurso natural, según sugiere la Red Europea sobre el Sedimento, ha sido omitida en los instrumentos de planificación hidrológica y de gestión de infraestructuras hidráulicas actualmente vigentes en el área de estudio, según se extrae del análisis del Plan Hidrológico de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas en el período 2016-2021. La escasa o prácticamente nula atención por parte de la Administración Pública a la dinámica natural de los sedimentos a escala de cuenca hidrográfica se ajusta a la filosofía adoptada en la gestión de su zona costera durante el S. XX.

El déficit de sedimentos en las playas requiere la inversión de cuantiosas partidas económicas destinadas a la aplicación de medidas correctoras, entre las que destacan las regeneraciones artificiales de las playas. Estas actuaciones se llevan a cabo cada año con anterioridad a la festividad de Semana Santa, a fin de adecuar las playas al período estival, más duradero que en otras zonas costeras por la suavidad de su clima. La fuente de los sedimentos es muy diversa, recurriéndose en algunos casos a la utilización de sedimentos procedentes de la cuenca hidrográfica del río Guadalhorce en Málaga o, en tiempos más recientes, a la extracción de sedimentos en las playas colindantes, si bien también se han aplicado medidas desacertadas como el vertido de sedimentos de cantera, caso del talco, de muy bajo período de residencia. Sin embargo, fuentes de la Administración Central del Estado han reportado a través de fuentes locales de noticias que en el año 2017 se utilizarán sedimentos procedentes de la cuenca hidrográfica del río Verde, actuación muy interesante a investigar de cara al futuro ya que denostaría su actuación como fuente potencial de sedimentos terrígenos susceptibles de ser utilizados para la regeneración artificial de las playas y, por tanto, su destacada participación en el contexto sedimentario de la ensenada de Marbella.

En el presente estudio se apunta la posibilidad de reutilizar los sedimentos retenidos en el embalse de La Concepción para la regeneración de las playas, extrapolando una filosofía contemplada en países de gran trascendencia en el desarrollo de estudios sobre erosión como los Estados Unidos. Las investigaciones realizadas en el seno de esta Tesis revelan que se trata de una actuación completamente desatendida en los instrumentos de gestión de los recursos hídricos en España y Andalucía, a pesar de suponer una causa inmediata de la pérdida de rendimiento de los embalses. La razón de ello reside probablemente en la inversión económica que implica, tal y como se extrae del coste de la actuación de descontaminación del embalse del Flix en Tarragona y de la experiencia cosechada en países como Puerto Rico y China, siendo más sencillo y económico el desmantelamiento de las infraestructuras o su abandono que la incorporación de filosofías de esta naturaleza.

El traslado de este planteamiento al caso concreto del embalse de La Concepción entraña serias dificultades. La primera de ellas reside en el elevado coste que supondría, sin embargo la Costa del Sol dispone de experiencia en la realización de potentes inversiones en el sector de la construcción y el mantenimiento de la trama urbana y del frente costero, por lo que quizás se trate de una cuestión más ligada al interés que a la economía. También se discute en este estudio la problemática que infiere la presencia de contaminantes en los sedimentos retenidos en el embalse, dada la elevada concentración en metales pesados de las peridotitas de S. Real, lo cual repercute además en su posterior usabilidad. En cualquier caso, resulta sorprendente que este tipo de planteamientos no hayan sido materializados formalmente en instrumentos normativos por parte de la Administración Regional o ni siquiera discutidos como alternativa plausible al actual escenario de déficit de sedimentos en las playas.

Se extrae del presente estudio el marcado secretismo que existe en torno a la gestión del embalse de La Concepción. A pesar de tratarse de un embalse de titularidad pública, se aprecia la ausencia de datos esenciales y tremendamente interesantes como la batimetría, volumen de sedimentos retenidos en el vaso del embalse o la composición de éstos en minerales pesados, que se encuentren disponibles a consulta pública a través de las plataformas de difusión de información oportunas, sistemas informativos que sí reflejan, por ejemplo, el estado del nivel de almacenamiento. Ello requiere, por tanto, de una investigación más profusa, quizás mediante la realización de entrevistas y visitas de campo, a fin de profundizar sobre la estrategia de gestión de los recursos del embalse y la monitorización de los niveles de sedimentos y su composición química, pues estamos convencidos de que este tipo de estudios son contemplados por la Administración competente.

Son numerosas las incógnitas que necesitan respuesta en torno al modelo de gestión de los recursos hídricos en el embalse de La Concepción. El conocimiento de las incógnitas reflejadas en el párrafo anterior serviría para desechar, o bien abogar, por el desarrollo de un instrumento de gestión del sedimento retenido en los embalses, el cual se perfilaría como el primero de esta naturaleza en España. Tras ello, será interesante pensar formalmente en diferentes vías de reutilización del material extraído, siendo la regeneración de playas y, en menor medida, la industria de la construcción, los horizontes más plausibles en escenarios marcadamente deficitarios como la Costa del Sol, considerando además que el sedimento procedería de la fuente original de aporte y no de fuentes externas. Esta filosofía disfrutaría igualmente de una gran originalidad en nuestro país, dado que no es habitualmente abordada por los diferentes estamentos responsables de la gestión de los recursos naturales en el ámbito nacional, regional y local, y su escala de aplicación no tendría límites considerando la severa problemática de erosión costera que sufre la práctica totalidad de las áreas litorales de las cuencas Mediterránea y Atlántica.

6. Bibliografía citada

6.1 Bibliografía por orden alfabético

A

Abalos, B., 1987. Controles, facies y relación con el tectonismo de los abanicos de los abanicos aluviales. Estudio tectoestratigráfico de los materiales aluviales oligocenos de los Montes de Vitoria Occidentales. Estudios del Instituto Alavés de la Naturaleza 2, 91-137.

Abellán, F.J., 2014. El aprovechamiento de las aguas en la Ley de 13 de junio de 1879. Trayectoria de un texto legislativo a la luz de la optimización y eficacia de los recursos hídricos. En: Sanchis-Ibor, C., Palau-Salvador, G., Mangué, I., Martínez-Sanmartín, L.P. (Eds), *Irrigation, Society, Landscape. Tribute to Thomas F. Glick*. Universitat Politècnica de Valencia, 686-698.

Abuodha, J.O.Z., 2003. Grain size distribution and composition of modern dune and beach sediments, Malindi Bay coast, Kenya. *Journal of African Earth Sciences* 36 (1-2), 41-54.

AcuaMed, 2007. Informe de viabilidad de la actuación 4.d. Eliminación de la contaminación química del embalse de Flix, Tarragona. Madrid, 46 pp.

Agencia Estatal de Meteorología, 2011. Atlas Climático Ibérico. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Instituto de Meteorología de Portugal, 79 pp.

Aitkens, M.J., 1985. Thermoluminescence Dating. Academic Press, London, United Kingdom, 359 pp.

Aitkens, M.J., Smith, B.W., 1988. Optical dating: recuperation after bleaching. *Quaternary Science Reviews* 7 (3-4), 387-393.

Akbarimehr, M., Jalilvand, H., 2013. Considering the relationship of slope and soil loss on skid trails in the north of Iran (a case study). *Journal of Forest Science* 59 (9), 339-344.

Aksoy, H., Kavvas, M.L., 2005. A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment transport models. *Catena* 64 (2-3), 247-271.

Alcántara, A., Simard, F., 2008. Alborán, un mar único y diverso. *Medioambiente* 62, 48-49.

Allen, J.R.L., Elliot, T., Williams, B.P.J., 1981. Old Red Sandstone and Carboniferous fluvial sediments in South Wales. En: Elliot, T. (Ed.), *Field guides to modern and ancient fluvial systems in Britain and Spain. Proceedings of the Second International Conference on fluvial sediments*. University of Keele, United Kingdom, 1.1-1.39.

- Almeida, F., López Cano, D., 2003. La Costa del Sol Oriental: Un conflicto territorial entre el turismo, la agricultura y la urbanización metropolitana. *Baetica. Estudios de Arte, Geografía e Historia* 25, 67-80.
- Anderson, J.R., Hardy, E.E., Roach, J.T., Witmer, R.E., 1976. A Land Use and Land Cover Classification System for Use with Remote Sensor Data. Second Edition. Geological Survey Professional Paper no. 964. United States Department of the Interior, Geological Survey. Washington D.C., U.S.A, 41 pp.
- Andreo, B., Carrasco, F., Cuenca, J., Téllez, A., Vadillo, I., 1998. El karst en los mármoles Alpujarrides de las Sierras Blanca y Mijas (provincia de Málaga). En: Durán, J.J., López-Martínez, J. (Eds.), *Karst en Andalucía*. Instituto Tecnológico Geominero de España, Madrid, 131-143.
- Andreo, B., Carrasco, F., Vadillo, I., Liñán, C., 1996. Características hidrogeológicas de las Sierras Blanca y Mijas (provincia de Málaga, Cordillera Bética). *Geogaceta* 20 (6), 1267-1270.
- Andrieux, J., Fontboté, J.M., Mattauer, M., 1971. Sur un modèle explicatif de l'Arc de Gibraltar. *Earth and Planetary Science Letters* 12 (2), 191-198.
- Ankidawa, B.A., Tanko, J.A., 2015. Particle size distribution and its effect on hand drilling technique in the River Benue floodplain, North Eastern Nigeria. *International Journal of Scientific Research and Innovative Technology* 2 (2), 63-77.
- Apling, A.C., 1984. Blinding of screens by sub-sieve sized particles. *Transactions of the Institution of Mining and Metallurgy, Section C, Mineral Processing and Extractive Metallurgy* 93, 92-94.
- Arekhi, S., Shabani, A., Rostamizad, G., 2012. Application of the Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE) in prediction of sediment yield (Case study: Kengir Watershed, Iran). *Arabian Journal of Geosciences* 5 (6), 1259-1267.
- Arenas, J.M., Carrero, G., Galache, J., Mediavilla, C., Silgado, A., Vázquez, E.M., 2001. Actuaciones realizadas tras el accidente de Aznalcóllar. *Boletín Geológico y Minero, Volumen Especial*, 35-56.
- Arias, D., López, O.A., Jiménez, J.A., 2012. Análisis de Sedimentos Utilizando un Enfoque de Programación Estructurada. *Tecno Lógicas* 29, 49-67.
- Arnhold, S., Lindner, S., Lee, B., Martin, E., Kettering, J., Nguyen, T.T., Koellner, T., Ok, Y.S., Huwe, B., 2014. Conventional and organic farming: Soil erosion and conservation potential for row crop cultivation. *Geoderma* 219-220, 89-105.
- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S., Williams, J.R., 1998. Large area hydrologic modelling and assessment part I: Model development. *Journal of the American Water Resources Association* 34 (1), 73-89.

Arnold, J.R., Libby, W.F., 1949. Age Determination By Radiocarbon Content: Checks With Samples Of Known Ages. *Science* 110 (2869), 678-680.

Aswathy, S.S., Sindhu, P., 2013. Effect of Urbanization on Soil Erosion. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology* 2 (1), 75-81.

Atkinson, E., 1996. The Feasibility of Flushing Sediment from Reservoirs. TDR Project R5839, Report OD 137. HR Wallingford. England, United Kingdom, 99 pp.

Auerswald, K., Fiener, P., Martin, W., Elhaus, D., 2014. Use and misuse of the K factor equation in soil erosion modeling. An alternative equation for determining USLE nomograph soil erodibilities values. *Catena* 118, 220-225.

Avwunudiogba, A., Hudson, P.F., 2014. A review of soil erosion models with special reference to the needs of Humid Tropical Mountainous Environments. *European Journal of Sustainable Development* 3 (4), 299-310.

B

Baena, R., 2002. Modificaciones Hidrográficas y Fenómenos de Captura en Andalucía: Estado de la Cuestión y Nuevas Aportaciones desde la Geomorfología Fluvial. En: Longares, L.A., Peña, J.L. (Eds.), *Aportaciones Geográficas en Memoria del Profesor L. Miguel Yetano Ruíz*. Universidad de Zaragoza, 19-34.

Ballarini, M., Wallinga, J., Murray, A.S., Van Heteren, S., Oost, A.P., Bos, A.J.J., Van Eijk, C.W.E., 2003. Optical dating of young coastal dunes on a decadal time scale. *Quaternary Science Reviews* 22 (10-13), 1011-1017.

Barea, J., 2005. La calidad de las aguas en España. Un estudio por cuencas. Greenpeace España, 140 pp.

Bärlund, I., Kirkkala, T., Malve, O., Kämäri, J., 2007. Assessing SWAT model performance in the evaluation of management actions for the implementation of the Water Framework Directive in a Finnish catchment. *Environmental Modelling & Software* 22 (5), 719-724.

Basson, G.R., Roosebom, A., 1999. Dealing with Reservoir Sedimentation: Guidelines and Case Studies. International Commission on Large Dams, Bulletin n° 115. Paris, France, 102 pp.

Bateman, M.D., Bryant, R.G., Foster, I.D.L., Livingstone, I., Parsons, A.J., 2012. On the formation of sand ramps: A case study from the Mojave Desert. *Geomorphology* 161-162, 93-109.

Baulig, H., 1950. Captures fluviales et déversements. En: Baulig, H. (Ed.), *Essais de géomorphologie*. Publications de la Faculté des Lettres de l'Université de Strasbourg, Société d'Édition. Les Belles Lettres, Paris, France, 114-124.

- Beard, J.B., 1994. Environmental protection and beneficial contributions of golf course turfs. En: Cochran, A.J., Farrally, M.R. (Eds.), *Science and Golf II: Proceedings of the World Scientific Congress of Golf*. E & FN Spon, Taylor & Francis Group. United Kingdom, 478-488.
- Beck, M.B., 1987. Water quality modelling: a review of uncertainty. *Water Resources Research* 23 (8), 1393-1442.
- Beck, M.B., Jakeman, A.J., McAleer, M.J., 1995. Construction and evaluation of models of environmental systems. En: Jakeman, A.J., Beck, M.B., McAleer, M.J. (Eds.), *Modeling Change in Environmental System*. John Wiley & Sons., Chichester. United Kingdom, 3-35.
- Beer, C.E., Farnham, C.W., Heinemann, H.G., 1966. Evaluating sedimentation prediction techniques in western Iowa. *Transactions of the ASAE* 9 (6), 828-833.
- Behera, S., Panda, R.K., 2006. Evaluation of management alternatives for an agricultural watershed in a sub-humid subtropical region using a physical process based model. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 113 (1-4), 62-72.
- Bello, S., 1913. Coste de las Obras Hidráulicas en España. I Congreso Nacional de Riegos, Tomo II, Sección 2ª L. Zaragoza, 1-126.
- Bellomo, R.V., 1994. Methods of determining early hominid behavioral activities associated with the controlled use of fire at FxJj 20 Main, Koobi Fora, Kenya. *Journal of Human Evolution* 27 (1-3), 173-195.
- Belmonte, F., Romero, A., Ruíz-Sinoga, J.D., 2013. Retroceso de la línea de costa en playas del sur de la Región de Murcia. *Scripta Nova: Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales* 17 (443), 425-462.
- Benavente, J., Gracia, F.J., Del Río, L., Anfuso, G., Rodríguez-Ramírez, A., 2015. Caracterización morfodinámica de las playas españolas del Golfo de Cádiz. *Boletín Geológico y Minero* 126 (2-3), 409-426.
- Bennet, J.P., 1974. Concepts of mathematical modelling of sediment yield. *Water Resources Research* 10 (3), 485-492.
- Bernal, J., 2003. Marbella minera. En: Serrano Lima, A. (Coord.), *Imágenes de Marbella IX: La Minería*. Marbella, Málaga, 8-86.
- Beven, K.J., 1989. Changing ideas in hydrology. The case of Physically-based models. *Journal of Hydrology* 105 (1-2), 157-172.
- Bhattarai, R., Dutta, D., 2008. A comparative analysis of sediment yield simulation by empirical and process-oriented models in Thailand. *Hydrological Sciences Journal* 53 (6), 1253-1269.

- Bienes Allas, R., Ruíz-Colmenero, M., Arévalo, D., Sastre, B., Marqués-Pérez, M.J., 2011. Distribución del tamaño de gota de una lluvia natural y su energía cinética. En: Ortiz-Silla, R., Sánchez-Navarro, A. (Eds.), *Control de la degradación y uso sostenible del suelo*. Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua, 165-168.
- Biju-Duval, B., Letouzey, J., Montadert, L., 1978. Structure and evolution of the Mediterranean Basin. Initial Reports of the Deep Sea Drilling Project 42 (1), 951-984.
- Biot, J.P., 1971. Sur les marbres métamorphiques et de la série gneissique du flanc méridional de Sierra Mijas (Prov. de Málaga, Espagne). Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris 272, 2128-2130.
- Biswas, A.K., 2004. Integrated Water Resources Management: A Reassessment. Water International 29 (2), 248-256.
- Blanco Canqui, H., Lal, R., 2008. Principles of Soil Conservation and Management. Springer Netherlands, 617 pp.
- Blissenbach, E., 1954. Geology of alluvial fans in semiarid regions. Geological Society of America Bulletin 65 (2), 175-190.
- Blott, S.J., Pye, K., 2001. Gradistat: A grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. Earth Surface Processes and Landforms 26, 1237-1248.
- Blumenthal, M., 1930. Beiträge zur Geologie der betischen Cordilleren beiderseits des Rio Guadalhorce. Eclogae Geologicae Helvetiae 23, 41-293.
- Blumenthal, M., 1933. Geologie der Berge um Ronda (Andalusien). Eclogae Geologicae Helvetiae 26, 43-92.
- Blumenthal, M., 1949. Estudio geológico de las cadenas costeras al oeste de Málaga, entre el río Guadalhorce y el río Verde. Boletín del Instituto Geológico y Minero de España 62, 1-193.
- Blutt, M.J., Waqas, A., Mahmood, R., 2010. The Combined Effect of Vegetation and Soil Erosion in the Water Resource Management. Water Resources Management 24 (13), 3701-3714.
- Boardman, J., Poesen, J., 2006. Soil Erosion in Europe. John Wiley & Sons. England, United Kingdom, 878 pp.
- Bodí, M.B., Cerdá, A., Mataix-Solera, J., Doerr, S.H., 2012. Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca mediterránea: revisión bibliográfica. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles 58, 33-55.
- Bohrer, B., Schultze, M., 2008. Stratification of lakes. Reviews of Geophysics 46 (2), 1-27.

Boggs, S., 2009. Petrology of sedimentary rocks. Second Edition. Cambridge University Press, New York. U.S.A, 600 pp.

Bouraoui, F., Benabdallah, S., Jrad, A., Bidoglio, G., 2005. Application of the SWAT model on the Medjerda river basin (Tunisia). *Physics and Chemistry of the Earth* 30 (8-10), 497-507.

Brakensiek, D.L., Rawls, W.J., 1983. Green-Ampt infiltration model parameters for hydrologic classification of soils. En: Borrelli, J., Hasfurther, V.R., Burman, R.D. (eds.), *Advances in Irrigation and Drainage: Surviving External Pressures*. Proceedings of the American Society of Civil Engineers. New York, U.S.A, 226-233.

Brils, J., 2008. Sediment monitoring and the European Water Framework Directive. *Ann Ist Super Sanità* 44 (3), 218-223.

Butler, J.H., 1986. Geografía económica. Aspectos espaciales y ecológicos de la actividad económica. Editorial Limusa, México, 443 pp.

C

California Department of Boating and Waterways and State Coastal Conservancy, 2002. California Beach Restoration Study. Sacramento, California, 280 pp.

Cambazoglu, M.K., Gogos, M., 2004. Sediment yields of basins in the Western Black Sea region of Turkey. *Turk Journal of Engineering Environmental Science* 28, 355-367.

Cañas, R.A., Canales, J., Muñoz-Hernández, C., Granados, J.M., Ávila, C., García-Martín, M.L., Cánovas, F.M., 2015. Understanding developmental and adaptive cues in pine through metabolite profiling and co-expression network analysis. *Journal of Experimental Botany* 66 (11), 3113-3127.

Capelli, M.H., 1999. Damn Sand Rights: Removing Rindge and Matilija Dams. En: Ewing, L., Magoon, O.T., Robertson, S. (Eds.), *Proceedings of the Sand Rights '99 Bringing Back the Beaches. California Shore and Beach & Coastal Zone foundation*. American Society of Civil Engineers, California, U.S.A, 233-244.

Carpenter, F.G., Deitz, V.R., 1950. Methods of Sieve Analysis With Particular Reference to Bone Char. *Journal of Research of the National Bureau of Standards* 45 (4), 328-346.

Carter, C.E., Greer, J.D., Braud, H.J., Floyd, J.M., 1974. Raindrop Characteristics in South Central United States. *Transactions of the ASABE* 17 (6), 1033-1037.

Casado, J.L., 1998. Asociaciones de clase en Marbella: Una aproximación para los años 1900-1930. En: Lázaro, M., Gómez, J.L., Rodríguez, B. (Coords.), *Homenaje al profesor Carlos Posac Mon*. Instituto de Estudios Ceutíes, Vol. III, 289-300.

- Casado, J.L., 2005a. Capital físico y humano en la agricultura mediterránea andaluza: La colonia agrícola de “El Ángel” a finales del Siglo XIX. *Cilniana* 18, 53-82.
- Casado, J.L., 2005b. El agua en las colonias agrícolas de San Pedro y El Ángel. En: Serrano Lima, A., López González, F., López Serrano, F.A. (Coords.), *Aqua Nostra: Agua de todos. El agua en la Costa Occidental Malagueña*. Marbella, Málaga, 166-202.
- Casado, J.L., 2015. La Colonia Agrícola de San Pedro de Alcántara. Málaga, España. Universidad de Málaga, Tesis Doctoral, 626 pp.
- Cervera, J., 2010. Breve reseña sobre métodos para datación arqueológica. *Estrat Crític* 4, 91-99.
- Clemente, R.S., Prasher, S.O., Barrington, S.F., 1993. PESTFADE, a new pesticide fate and transport model: model development and verification. *Transaction of the ASAE* 36 (2), 357-367.
- Cobo, R., 2008. Los sedimentos de los embalses españoles. *Ingeniería del Agua* 15 (4), 231-241.
- Coll, M.A., Seguí Llinás, M., 2014. El papel del clima en la estacionalidad turística y la configuración de productos turísticos emergentes. El caso de Mallorca. *Cuadernos de Turismo* 33, 15-40.
- Collins, D.B.G., Bras, R.L., Tucker, G.E., 2004. Modelling the effects of vegetation-erosion coupling on landscape evolution. *Journal of Geophysical Research* 109 (F3), 1-11.
- Colombo, F., 1979. Introducció a l'estudi sedimentològic dels cons de dejecció (Alluvial Fans) i dels sediments associats. *Seminaris d'Estudis Universitaris* 5, Barcelona, 163 pp.
- Comisión Europea, 2005. Vivir con la erosión costera en Europa. Sedimentos y Espacio para la Sostenibilidad. Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas. Luxemburgo, 40 pp.
- Comisión Europea, 2017. Revisión de la aplicación de la normativa medioambiental de la UE. Informe de España. Dirección General de Medio Ambiente, Unión Europea. Bruselas, Bélgica, 37 pp.
- Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural, 2015. Plan Director del Olivar Andaluz. Junta de Andalucía, 146 pp.
- Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural, 2016a. Boletín Semanal de Información Agraria y Pesquera nº 1.310. Secretaría General de Agricultura y Alimentación, Junta de Andalucía, 61 pp.

Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural, 2016b. Avances de Superficies y Producciones. Diciembre de 2016. Secretaría General de Agricultura y Alimentación, Junta de Andalucía, 8 pp.

Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural, 2017. Boletín Semanal de Información Agraria y Pesquera nº 1.343. Secretaría General de Agricultura y Alimentación, Junta de Andalucía, 51 pp.

Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente, 2011. Informe de Medio Ambiente en Andalucía. Junta de Andalucía, 628 pp.

Consejería de Medio Ambiente, 1999. Los criterios y estándares para declarar un suelo contaminado en Andalucía y la metodología y técnicas de toma de muestras y análisis para su investigación. Junta de Andalucía, 253 pp.

Consejería de Medio Ambiente, 2005. Mapa de Suelos de Andalucía a escala 1:400.000. Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM), Junta de Andalucía.

Consejería de Medio Ambiente, 2009. Informe de Medio Ambiente en Andalucía. Junta de Andalucía, 481 pp.

Consejería de Medio Ambiente, 2010. Informe de Medio Ambiente en Andalucía. Junta de Andalucía, 518 pp.

Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, 2012. Informe de Medio Ambiente en Andalucía. Junta de Andalucía, 396 pp.

Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, 2013. Mapa de seguimiento anual de la evolución e incidencia de la erosividad de la lluvia (factor R) en Andalucía a escala 1:100.000. Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM). Junta de Andalucía.

Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, 2015a. Informe de Medio Ambiente en Andalucía. Junta de Andalucía, 344 pp.

Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, 2015b. Plan de Gestión de las Zonas Especiales de Conservación de Rambla de Arejos (ES6110016), Río antas (ES6110017), Río Adra (ES6110018), Ríos Guadiaro y Hozgarganta (ES6120031), Río Guadiaro (ES6170031), Río Guadalevín (ES6170034), Río Guadalmedina (ES6170028), Ríos Guadalhorce, Fahala y Pereilas (ES6170033), Río Fuengirola (ES6170022), Río Real (ES6170025), Río Manilva (ES6170029), Río de Castor (ES6170017), Río Verde (ES6170019), Río Guadaiza (ES6170020), Río Guadalmina (ES6170021), Río Guadalmanza (ES6170024), Río del Padrón (ES6170026) y Arroyo de la Cala (ES6170027). Dirección General de Espacios Naturales y Participación Ciudadana. Junta de Andalucía, 702 pp.

Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, 2016. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas (Ciclo de Planificación Hidrológica 2015/2021). Junta de Andalucía, 457 pp.

Consejería de Obras Públicas y Transportes, 2006a. Plan de Ordenación del Territorio de Andalucía. Junta de Andalucía, 212 pp.

Consejería de Obras Públicas y Transportes, 2006b. Plan de Ordenación del Territorio de la Costa del Sol Oriental-Axarquía de la provincia de Málaga. Junta de Andalucía, 169 pp.

Consejería de Obras Públicas y Transportes, 2006c. Plan de Ordenación del Territorio de la Costa del Sol Occidental de la provincia de Málaga. Junta de Andalucía, 182 pp. (No vigente, declarado de Nulo Derecho por el Tribunal Supremo de Justicia)

Consejería de Obras Públicas y Transportes y Consejería de Medio Ambiente, 2005. Atlas de Andalucía Tomo II. Cartografía ecológica y territorial. Escala 1:400.000. Junta de Andalucía, 368 pp.

Consejo de Europa, 1983. Carta Europea de Ordenación del Territorio. Conferencia Europea de Ministros Responsables de la Ordenación del Territorio, Torremolinos, España, 7 pp.

Costas, I., Reimann, T., Tsukamoto, S., Ludwig, J., Lindhorst, S., Frechen, M., Hass, H.C., Betzler, C., 2012. Comparison of OSL ages from young sediments with a high-resolution independent age model. *Quaternary Geochronology* 10, 16-23.

Cotton, C.A., 1952. *Geomorphology: An introduction to the study of landforms*. Sixth Edition, John Wiley & Sons. New York, U.S.A, 505 pp.

Cuevas, J., Navarro-Vilá, F., Tubía, J.M., 2001. Evolución estructural poliorogénica del complejo Maláguide (Cordilleras Béticas). *Boletín Geológico y Minero* 112 (3), 47-58.

Cunningham, A.C., Wallinga, J., Hobo, N., Versendaal, A.J., Makaske, B., Middlekoop, H., 2015. Re-evaluating luminescence burial doses and bleaching of fluvial deposits using Bayesian computational statistics. *Earth Surface Dynamics* 3 (1), 55-65.

Cuven, S., Francus, P., Lamoureux, S.F., 2010. Estimation of grain size variability with micro X-ray fluorescence in laminated lacustrine sediments, Cape Bounty, Canadian High Arctic. *Journal of Paleolimnology* 44 (3), 803-817.

D

Dangler, E.W., El-Swaify, S.A., 1976. Erosion of selected Hawaii soils by simulated rainfall. *Soil Science Society of America* 40 (5), 769-773.

Daniels, F., Boyd, C.A., Saunders, D.F., 1953. Thermoluminescence as a research tool. *Science* 117 (3040), 343-349.

- Dankers, R., Hiederer, R., 2008. Extreme Temperatures and Precipitation in Europe: Analysis of a High-Resolution Climate change Scenario. JRC Scientific and Technical Report n° 23291, Institute for Environment and Sustainability, European Commission. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 82 pp.
- De Antonio, R., Almorox, J., Saa, A., Rueda, J.P., 1995. Erosión y aterramiento de embalses. *Agricultura: Revista Agropecuaria* 751, 151-154.
- De la Cruz, J., Yanes, M., Sánchez, C.P., Simón, M., 2010. Ambientes semiáridos del sureste andaluz. Altiplano estepario. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla, 721 pp.
- De la Rosa, D., Moreira, J.M., 1987. Evaluación Ecológica de Recursos Naturales de Andalucía. Aproximación al conocimiento necesario para planificar el uso y protección de las tierras. Agencia de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla, 196 pp.
- De Orueta, D., 1917. Estudio geológico y petrográfico de la Serranía de Ronda. *Memorias del Instituto Geológico de España*. Madrid, 698 pp.
- Dean, R.G., 1991. Equilibrium beach profiles: characteristics and applications. *Journal of Coastal Research* 7 (1), 53-84.
- Delgado, M.I., Gaspari, F.J., Kruse, E.E., 2015. Land Use Changes and Sediment Yield on a Hilly Watershed in Central-East Argentina. *Soil & Water Research* 10 (3), 189-197.
- Denny, C.S., 1967. Fans and pediments. *American Journal of Science* 265 (2), 81-105.
- Desmet, P.J.J., Govers, G., 1995. GIS-based simulation of erosion and deposition patterns in an agricultural landscape: a comparison of model results with soil map information. *Catena* 25 (1-4), 389-401.
- Diamond, J., 1997. *Guns, Germs and Steel: The Fates of Human Societies*. W.W. Norton & Company. New York, U.S.A, 425 pp.
- Díaz Fierros, F., Benito, E., 1991. Aproximación a una cartografía de la erosionabilidad del suelo en Galicia (N.W. España). *Cuaternario y Geomorfología* 5 (1-4), 45-55.
- Didon, J., García Dueñas, V., 1976. Les Cordillères bétiques centrales et orientales. *Bulletin de la Société Géologique de France* 8 (3), 583-599.
- Dissanayake, P., Brown, J., Karunarathna, H., 2015. Impacts of storm chronology on the morphological changes of the Formby beach and dune system, U.K. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 15 (7), 1533-1543.
- Dissmeyer, G.E., Foster, G.R., 1983. A guide for predicting sheet and rill erosion on forest land. Forest Service, United States Department of Agriculture. Atlanta, U.S.A, 40 pp.

Duan, L., Huang, M., Zhang, L., 2016. Differences in hydrological responses for different vegetation types on a steep slope on the Loess Plateau, China. *Journal of Hydrology* 537, 356-366.

Duiker, S.W., Flanagan, D.C., Lal, R., 2001. Erodibility and infiltration characteristics of five major soils in southwest Spain. *Catena* 45 (2), 103-121.

Duller, G.A.T., 2004. Luminescence dating of Quaternary sediments : Recent advances. *Journal of Quaternary Science* 19 (2), 183-192.

Duller, G.A.T., 2007. Assessing the error on equivalent dose estimates derived from single aliquot regenerative dose measurements. *Ancient TL* 25 (1), 15-24.

Durán Zuazo, V.H., Francia Martínez, J.R., García Tejero, I., Rodríguez Pleguezuelo, C.R., Martínez Raya, A., Cuadros Tavira, S., 2012. Runoff and sediment yield from a small watershed in southern Spain (Lanjarón): implications for water quality. *Hydrological Sciences Journal* 57 (8), 1610-1625.

Durand Delga, M., 1968. Coup d'œil sur les unités Malaguides des Cordillères Bétiques (Espagne). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris* 266, 190-193.

Dürr, S.H., 1967. Geologie der Serranía de Ronda und ihrer südwestlichen Ausläufer. *Geológica Romana* 6, 1-73.

E

Egeler, C.G., Simon, O.J., 1969. Orogenic evolution of the Betic Zone (Betic Cordilleras, Spain), with emphasis on the nappe structures. *Geologie en Mijnbouw* 48, 296-305.

El Kateb, H., Zhang, H., Zhang, P., Mosandl, R., 2013. Soil erosion and surface runoff on different vegetation covers and slope gradients: A field experiment in Southern Shaanxi Province, China. *Catena* 105, 1-10.

Engman, E., 1986. Roughness Coefficients for Routing Surface Runoff. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 112 (1), 39-53.

Epifanio, C.R., Singer, M.J., Huang, X., 1991. Hydrologic Impacts of Oak Harvesting and Evaluation of the Modified Universal Soil Loss Equation. En: Standiford, R.B. (Coord.), *Proceedings of the symposium on oak woodlands and hardwood rangeland management*. General Technical Report PSW-126, Forest Service, United States Department of Agriculture. California, U.S.A, 221-224.

Erskine, W.D., Mahmoudzadeh, A., Myers, C., 2002. Land use effects on sediment yields and soil loss rates in small basins of Triassic sandstone near Sydney, NSW Australia. *Catena* 49 (4), 271-287.

Estrada, F., Ercilla, G., Gorini, C., Alonso, B., Vázquez, J.T., García Castellanos, D., Juan, C., Maldonado, A., Ammar, A., Elabbassi, M., 2011. Impact of pulsed Atlantic water inflow into de Alboran Basin at the time of the Zanclean flooding. *Geo-Marine Letters* 31 (5-6), 361-376.

European Environment Agency, 2005. *The European Environment: State and Outlook 2005*. Office for Official Publications of the European Communities. Copenhagen, Denmark, 576 pp.

European Environment Agency, 2006. *The changing faces of Europe's coastal areas*. EEA Report N° 6, Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg, 107 pp.

European Environment Agency, 2013. *Balancing the future of Europe's coasts. Knowledge base for integrated management*. EEA Report N° 12, Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg, 64 pp.

F

F.A.O., 2005. The importance of soil organic matter. Key to drought-resistant soil and sustained food production. *FAO Soils Bulletin* 80, 81 pp.

F.A.O., 2007. La nueva generación de programas y proyectos de gestión de cuencas hidrográficas. Estudio FAO Montes n° 150. Roma, Italia, 154 pp.

F.A.O-U.N.E.S.C.O., 1976. Mapa mundial de suelos escala 1:5.000.000. Volumen I, Leyenda. París, Francia, 60 pp.

F.A.O-U.N.E.S.C.O-I.S.R.I.C., 1988. Soil map of the world. Revised legend. *World Soil Resources Report* n° 60. Paris, Francia, 140 pp.

Fernández Mosquera, D., Sanjurjo, J., 2010. Geocronología del Cuaternario en el Instituto Universitario de Xeoloxía, Universidade da Coruña. *Macla (Revista de la Sociedad Española de Mineralogía)* 12, 17-24.

Fernández Raga, M., 2013. Splash erosion in recently-burnt area in North-West Spain. *Geophysical Research Abstracts*. EGU2013-216, Vol. 15. Vienna, Austria, 3 pp.

Fernández Salas, L.M., Malvárez, G., 2015. Plataforma Continental de la ensenada de Marbella. En: Malvárez, G., Navas, F., Guisado-Pintado, E. (Eds.), *Geomorfología de la Ensenada de Marbella*. Coastal Environments Research Group, Universidad Pablo de Olavide de Sevilla, 25-36.

Ferre, E., Ruíz-Sinoga, J.D., 1986. Algunos aspectos del impacto del turismo en la Costa del Sol Occidental: El caso de Marbella. *Baetica. Estudios de Arte, Geografía e Historia* 9, 57-73.

- Ferrer Gijón, M., García López-Davadillo, J.C., 2005. Análisis de la vulnerabilidad por movimientos de ladera: Desarrollo de las metodologías para la evaluación y cartografía de la vulnerabilidad. Memoria final. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid, 220 pp.
- Finkl, C.W., Khalil, S.M., Andrews, J.L., 1997. Offshore Sand Sources for Beach Replenishment: Potential Borrows on the Continental Shelf of the Eastern Gulf of Mexico. *Marine Georesources and Geotechnology* 15 (2), 155-173.
- Flanagan, D.C., Ascough, J.C., Nicks, A.D., Nearing, M.A., Laflen, J.M., 1995. Overview of the WEPP Erosion Prediction Model. En: Flanagan, D.C., Nearing, M.A. (Eds.), *U.S.D.A Water Erosion Prediction Project. Hillslope profile and watershed model documentation*. National Soil Erosion Research Laboratory, United States Department of Agriculture. Indiana, U.S.A, 1-12.
- Fleskens, L., Stroosnijder, L., 2007. Is soil erosion in olive groves as bad as often claimed? *Geoderma* 141 (3-4), 260-271.
- Flor, G., Flor-Blanco, G., 2009. Sedimentología de los depósitos arenosos superficiales de la playa de La Vega (Concejo de Ribadesella, Asturias). *Revista de la Sociedad Geológica Española* 22 (1-2), 105-121.
- Folk, R.L., Ward, W.C., 1957. Brazos River Bar: A Study in the Significance of Grain Size Parameters. *Journal of Sedimentary Petrology* 27 (1), 3-26.
- Fontboté, J.M., 1983. La Cordillera Bética: Las zonas internas y unidades adyacentes. En: Comba, J.A. (Ed.), *Geología de España. Libro homenaje a J.M. Ríos*. Instituto Geológico y Minero de España, 251-342.
- Foster, G.R., Weesies, G.A., Renard, K.G., Yoder, D.C., McCool, D.K., Porter, J.P., 1997. Support Practice Factor. En: Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool, D.K., Yoder, D.C. (Coords.), *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (R.U.S.L.E.)*. Agricultural Research Service, United States Department of Agriculture. Agriculture Handbook no. 703, 183-252.
- Foster, G.R., Wischmeier, W.H., 1974. Evaluating irregular slopes for soil loss prediction. *Transactions of the ASAE* 17 (2), 305-309.
- Friedman, G.M., 1961. Distinction between dune, beach and river sands from their textural characteristics. *Journal of Sedimentary Petrology* 31 (4), 514-529.
- Fu, B., Newham, L.T.H., Ramos-Scharrón, C.E., 2010. A review of surface erosion and sediment delivery models for unsealed roads. *Environmental Modelling & Software* 25 (1), 1-14.

Fullen, M.A., Catt, J.A., 2004. Soil Management: Problems and Solutions. Arnold, London, United Kingdom, 269 pp.

G

Gajbhiye, S., Mishra, S.K., Pandey, A., 2014. Prioritizing erosion-prone area through morphometric analysis: an RS and GIS perspective. *Applied Water Science* 4 (1), 51-61.

Galindo González, L.M., El Kayal, W., Ju, C.J.T., Allen, C.C.G., King Jones, S., Cook, J.E.K., 2012. Integrated transcriptomic and proteomic profiling of white spruce stems during the transition from active growth to dormancy. *Plant, Cell & Environment* 35 (4), 682-701.

Gallegos, A., 2013. Cuantificación y distribución cartográfica de la generación de escorrentía y sedimentos en la provincia de Málaga. *Baetica, Estudios de Arte, Geografía e Historia* 35, 57-74.

García, J.O., Ortí, A., 1984. Política hidráulica y cuestión social. orígenes, etapas y significados del Regeneracionismo Hidráulico de Joaquín Costa. *Agricultura y Sociedad* 32, 11-107.

García Castellanos, D., Estrada, F., Jiménez Munt, I., Gorini, C., Fernández, M., Vergés, J., De Vicente, R., 2009. Catastrophic flood of the Mediterranean after the Messinian salinity crisis. *Nature* 462 (7274), 778-781.

García de Jalón, D., Bussettini, M., Rinaldi, M., Grant, G., Friberg, N., Vezza, P., Cowx, I.G., Más, F.M., Buijse, T., 2015. D. 7.7. Linking e-Flows to sediment dynamics. Policy discussion paper III. EC FP7 REFORM Project.

García Díaz, R., Mintegui, J.A., Robredo, J.C., 2002. La caracterización del movimiento del agua en laderas como instrumento zonificación en los usos del suelo en cuencas de montaña. *Ecología* 16, 9-25.

García Dueñas, V., 1967. La Zona Subbética en el Norte de Granada. Granada, España. Universidad de Granada, Tesis Doctoral, 417 pp.

García Hernández, M., López Garrido, A.C., Rivas, P., Sanz de Galdeano, C., Vera, J.A., 1980. Mesozoic Palaeogeographic evolution of the External Zones of the Betic Cordillera. *Geologie en Mijnbouw* 59 (2), 155-168.

García Montoro, C., 1982. Fundación de las ferrerías “La Concepción” y “El Ángel” de Marbella. *Cilniana* 2, 3-7.

García Montoro, C., 1983. La siderurgia de Río Verde y la deforestación de los montes de Marbella. *Cilniana* 5, 10-17.

- García Montoro, C., 2007. La crisis de la siderurgia malagueña. *Revista de Estudios Regionales* 79, 291-313.
- García Ruíz, J.M., Regüés, D., Alvera, B., Lana Renault, N., Serrano Muela, P., Nadal-Romero, E., Navas, A., Latron, J., Martí Bono, C., 2008. Plant Cover, Flood Generation and Sediment Transport at Catchment Scale: A Gradient of Experimental Catchments in the Central Pyrenees. *Journal of Hydrology* 356 (1-2), 245-260.
- Geel, T., 1995. Oligocene to early Miocene tectonosedimentary history of the Alicante region (SE Spain): Implications for Western Mediterranean evolution. *Basin Research* 7 (4), 313-336.
- Geel, T., 2000. Recognition of the stratigraphic sequences in carbonate platform and slope deposits: empirical models based on microfacies analysis of Palaeogene deposits in Southeastern Spain. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 155 (3-4), 211-238.
- Geel, T., Roep, T.B., Kate, W., Smit, J., 1992. Early-Middle Miocene stratigraphic turning points in the Alicante region (SE Spain): reflections of Western Mediterranean plate-tectonic reorganizations. *Sedimentary Geology* 75 (3-4), 223-239.
- Geel, T., Roep, T.B., Vail, P.R., Van Hinte, J.E., 1998. Eocene tectono-sedimentary patterns in the Alicante region (Southeastern Spain). En: Graciansky, P.C., Hardenbol, J., Jacquin, T., Vail, P.R. (Eds.), *Mesozoic and Cenozoic sequence stratigraphy of European basins*. S.E.P.M Society for Sedimentary Geology. Special Publication No. 60, 289-302.
- Gikas, G.D., Yiannakopoulou, T., Tsihrintzis, V.A., 2006. Modelling of non-point source pollution in a Mediterranean drainage basin. *Environmental Modeling and Assessment* 11 (3), 219-233.
- Gisbert, J.M., Ibáñez-Asensio, S., Andrés, G., Marqués, A., 2001. Estudio comparativo de diferentes métodos de cálculo del factor LS para la estimación de tasas de pérdidas de suelo por erosión hídrica. *Edafología* 8 (2), 57-66.
- Givnish, T.J., 1988. Adaptation to Sun and Shade: A Whole-plant Perspective. *Australian Journal of Plant Physiology* 15, 63-92.
- Godwin, H., 1962. Half-life of radiocarbon. *Nature* 195 (4845), 984-985.
- Gómez, J.A., Giráldez, J.V., Vanwalleggem, T., 2008. Comments on "Is soil erosion in olive groves as bad as often claimed? *Geoderma* 147 (1-2), 93-95.
- Gómez Ayau, E., 1953. El papel del Estado en las grandes obras de transformación agraria. *Revista de Estudios Agrosociales* 4, 37-67.

- Gómez Gómez, J.D., López Geta, J.A., Navarro Iáñez, J.A., 2001. Modelo de uso conjunto de recursos hídricos en la Costa del Sol Occidental. En: Medina, A., Carrera, J., Vives, L. (Coords.), *Las caras del agua subterránea: Congreso en memoria de Germán Alfonso Galarza López, Vol. II*. Instituto Geológico y Minero de España, Ministerio de Ciencia y Tecnología, 745-752.
- Gómez Martín, M.B., 2005. Reflexión geográfica en torno al binomio clima-turismo. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 40, 111-134.
- Gómez Villar, A., 1996. Abanicos aluviales: Aportación teórica a sus aspectos más significativos. *Cuaternario y Geomorfología* 10 (3-4), 77-124.
- Gómez Zotano, J., 2004. La hojalatería en Málaga durante el Siglo XVIII. *Cuadernos Geográficos* 35 (2), 43-54.
- Gómez Zotano, J., 2006a. El medio físico de la colonia agrícola de San Pedro de Alcántara. *Cilniana* 19, 85-100.
- Gómez Zotano, J., 2006b. Los montes de la Costa del Sol. Sierra Bermeja y Sierra Crestellina. *Investigaciones Geográficas* 39, 47-71.
- Gómez Zotano, J., Román, F., Vizoso, M.T., Navarro, I., 2009. Dunas litorales y fondos marinos del Saladillo-Matas Verdes (Estepona, Málaga). Estudio integrado para su declaración como Reserva Marítimo-Terrestre. Asociación Grupo de Trabajo Valle del Genal, Málaga, 285 pp.
- González del Tánago, M., 1991. La Ecuación Universal de Pérdida de Suelo. Pasado, presente y futuro. *Ecología* 5, 13-50.
- Goodin, D.G., 2004. Climate Committee Takes Aim at Extreme Climatic Events. The Long Term Ecological Research Network (L.T.E.R), Network New Falls 17 (2). <http://news.lternet.edu/Article384.html>
- Gracia, F.J., Gutiérrez Elorza, M., Leránóz Istúriz, B., 1988. Las superficies de erosión neógenas en el sector central de la Cordillera Bética. *Revista de la Sociedad Geológica de España* 1 (1-2), 135-142.
- Grassman, P.W., Reyes, M.R., Green, C.H., Arnold, J.G., 2007. The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications and Future Research Directions. *Transactions of the ASABE* 54 (4), 1211-1250.
- Gray, H.J., Mahan, S.A., Rittenour, T., Nelson, M.S., 2015. Guide to Luminescence Dating Techniques and Their Application for Paleoseismic Research. In: Lund, W.R. (Ed.), *Proceedings on Basin and Range Province Seismic Hazards Summit III*. Utah Geological Survey Miscellaneous Publication 15-5, variously paginated. Utah, U.S.A, 18 pp.

Grimm, M., Jones, R.J.A., Montanarella, L., 2002. Soil Erosion Risk in Europe. European Soil Bureau, Joint Research Centre. Ispra, Italy, 40 pp.

Gross, C.M., Angle, J.S., Welterlen, M.S., 1990. Nutrient and Sediment Losses from Turfgrass. *Journal of Environmental Quality* 19 (4), 663-668.

Guisado Pintado, E., 2012. Morphodynamic characterisation of the Andalusian Coast for application in Integrated Coastal Zone Management through the use of Environmental Indicators. Seville (Spain). University Pablo de Olavide, PhD Thesis, 369 pp.

Guisado Pintado, E., Malvárez G., Jackson, D., Navas, F., 2016. Inconsistencies in dune genesis and development in the western Mediterranean Cabopino Dune system, southern Spain. *Geophysical Research Abstract* 18, 13715-1.

Guisado Pintado, E., Malvárez, G., Navas, F., 2013. Morphodynamic Environments of the Costa del Sol, Spain. *Journal of Coastal Research Special Issue* 65, International Coastal Symposium Volume 1, 500-505.

Guisado Pintado, E., Malvárez, G., Ojeda Zújar, J., 2015. Procesos y dinámica costera en la Ensenada de Marbella: evolución morfosedimentaria reciente. *Geotemas* 15, 29-32.

Gutiérrez, F., Lucha, P., Galve, J.P., 2010. Reconstructing the geochronological evolution of large landslides by means of the trenching technique in the Yesa Reservoir (Spanish Pyrenees). *Geomorphology* 124 (3-4), 124-136.

Gutiérrez Álvarez, S.J., 1992. Los agobios económicos del marqués del Duero y el final de una gran propiedad. *Cuadernos de Historia Contemporánea* 14, 9-29.

Gyssels, G., Poesen, J., Bochet, E., Li, Y., 2005. Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review. *Progress in Physical Geography* 29 (2), 189-217.

H

Hajdas, I., 2009. Applications of Radiocarbon Dating Method. *Radiocarbon* 51 (1), 79-90.

Hanley, M.E., Hoggart, S.P.G., Simmonds, D.J., Bichot, A., Colangelo, M.A., Bozzeda, F., Heurtefeux, H., Ondiviela, B., Ostrowski, R., Recio, M., Trude, R., Zawadzka-Kahlau, E., Thompson, R.C., 2014. Shifting sands? Coastal protection by sand banks, beaches and dunes. *Coastal Engineering* 87, 136-146.

Hanson, H., Brampton, A., Capobianco, M., Dette, H.H., Hamm, L., Laustrup, C., Lechuga, A., Spanhoff, R., 2002. Beach nourishment projects, practices and objectives: An European overview. *Coastal Engineering* 47 (2), 81-111.

- Hao, F.H., Zhang, X.S., Yang, Z.F., 2004. A distributed non-point source pollution model: Calibration and validation in the Yellow River Basin. *Journal of Environmental Sciences* 16 (4), 646-650.
- Hassing, J., Ipsen, N., Clausen, T.J., Larsen, H., Lindgaard-Jorgensen, P., 2009. *Integrated Water Resources Management in Action*. The United Nations World Water Assessment Programme. Paris, France, 20 pp.
- Hatfield, J.L., Prueger, J.H., 2015. Temperature extremes: Effect on plant growth and development. *Weather and Climate Extremes* 10 (Part-A), 4-10.
- Herbig, H-G., 1985. An Upper Devonian Limestone Slide Block near Marbella (Betic Cordillera, Southern Spain) and the Palaeogeographic Relations between Malaguides and Menorca. *Acta Geológica Hispánica* 20 (2), 155-178.
- Herbig, H-G., Mamet, B., 1983. Stratigraphy of the limestone boulders, Marbella Formation (Betic Cordillera, Southern Spain). En: Higgs, K., Streel, M. (Eds.), *Compte Rendu 10éme Congrès International de Stratigraphie et de Géologie du Carbonifère Vol I*. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, 199-212.
- Hernández Molina, F.J., Gracia, F.J., Somoza, L., Rey, J., 1996. Distribución batimétrica de las terrazas submarinas en la plataforma continental de Málaga – Gibraltar. Implicaciones eustáticas durante el Cuaternario terminal. *Geogaceta* 20 (2), 416-419.
- Hernández-Molina, F.J., Roque, C., Lobo, F., Somoza, L., Díaz del Río, V., 2000. La cuña progradante infralitoral del Holoceno Superior de Faro-Tavira. *Geogaceta* 27, 219-222.
- Horton, R.E., 1932. Drainage Basin Characteristics. *Eos. Transactions, American Geophysical Union* 13 (1), 350-361.
- Hu, S., Zhi-mao, G., Jun-ping, Y., 2001. The impacts of urbanization on soil erosion in the Loess Plateau region. *Journal of Geographical Sciences* 11 (3), 282-290.
- Huang, P.M., Li, Y., Sumner, M.E., 2011. *Handbook of Soil Science: Resource Management and Environmental Impacts*. Second Edition. C.R.C Press, Taylor & Francis Group. New York, U.S.A, 830 pp.
- Hudson, N.W., 1963. Raindrop size distribution in high intensity storms. *Rhodesian Journal of Agricultural Research* 1, 6-11.
- Hudson, N.W., 1995. *Soil Conservation*. 3rd edition. B.T. Batsford Limited, London, United Kingdom, 391 pp.
- Huntley, D.J., Godfrey-Smith, D.I., Thewalt, M.L.W., 1985. Optical dating of sediments. *Nature* 313 (5998), 105-107.

Hutchinson, J.N., 1988. General Report: Morphological and geotechnical parameters of landslides in relation to geology and hydrogeology. En: Bonnard, C. (Ed.), *Proceedings of the Fifth International Symposium on Landslides, Vol. 1*. A.A. Balkema, Rotterdam, The Netherlands, 3-35.

I

Ibáñez Asensio, S., Moreno Ramón, H., Gisbert Blanquer, J.M., 2012. La Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo (U.S.L.E). Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y del Medio Natural, Universidad Politécnica de Valencia, 10 pp.

I.C.O.N.A., 1981. Estudio del coeficiente R, factor de lluvia de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo y del factor de agresividad de la precipitación en la vertiente mediterránea. Ministerio de Agricultura. Madrid, 13 pp.

I.C.O.N.A., 1983. Mapa de estados erosivos de la cuenca del río Guadalquivir a escala 1:200.000. Informe técnico no publicado. Madrid.

I.C.O.N.A., 1988. Agresividad de la lluvia en España. Valores del factor R de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, 39 pp.

Imani, R., Ghasemieh, H., Mirzavand, M., 2014. Determining and mapping Soil Erodibility Factor (Case Study: Yamchi Watershed in Northwest of Iran). *Open Journal of Soil Science* 4 (5), 168-173.

Inbar, M., Tamir, M., Wittenberg, L., 1998. Runoff and erosion processes after a forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean Area. *Geomorphology* 24 (1), 17-33.

Inman, D.L., 1952. Measures for describing the size distribution of sediments. *Journal of Sedimentary Petrology* 22 (3), 125-145.

Inman, D.L., 2003. Littoral cells. En: Schwartz, M. (Ed.), *Encyclopedia of Coastal Science*. The Earth Sciences Encyclopedia Online, Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands, 19 pp.

Instituto Geológico y Minero de España, 1978. Mapa Geológico de España a escala 1:50.000. Memoria Explicativa de la Hoja no. 1065, de Marbella. Servicio de Publicaciones Claudio Coello, Madrid, 65 pp.

Instituto Geológico y Minero de España, 2012. Mapa Hidrogeológico de España a escala 1:200.000. Madrid.

Instituto Tecnológico Geominero de España, 2000. Mapa Metalogenético de la Región de Murcia. Consejería de Tecnologías, Industria y Comercio, Región de Murcia, 142 pp.

I.P.C.C., 2001. Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, U.S.A, 881 pp.

Istanbulluoglu, E., Bras, R.L., 2005. Vegetation-modulated landscape evolution: Effects of vegetation on landscape processes, drainage density and topography. *Journal of Geophysical Research* 110 (F2), 1-19.

I.U.S.S-F.A.O., 2014. World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Report no. 106. Rome, Italy, 191 pp.

J

Jain, S.K., Goel, M.K., 2002. Assessing the vulnerability to soil erosion of the Ukai dam catchments using remote sensing and GIS. *Hydrological Sciences Journal* 47 (1), 31-40.

Jensen, A.L., Sorensen, M., 1986. Estimation of some aeolian saltation transport parameters: a reanalysis of Williams' data. *Sedimentology* 33 (4), 547-558.

Jerez, L., 1981. Estudio geológico, geotectónico y tectonosedimentario de la Zona Prebética en relación con las demás cadenas bética e ibérica. Informe interno. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, 192 pp.

Jones, A., Panagos, P., Barcelo, S., Bouraoui, F., Bosco, C., Dewitte, O., Gardi, C., Erhard, M., Hervás, J., Hiederer, R., Jeffery, S., Lukewille, A., Marmo, L., Montanarella, L., Olazábal, C., Petersen, J.E., Penizek, V., Strassburger, T., Toth, G., Van Den Eeckhaut, M., Van Liedekerke, M., Verheijen, F.G.A., Viestova, E., Yigini, Y., 2012. The State of Soil in Europe. Report EUR no. 25186. Joint Research Centre, European Environmental Agency. Luxemburgo, 76 pp.

Jordán, A., Bellinfante, N., 2000. Cartografía de la erosividad de la lluvia estimada a partir de datos pluviométricos mensuales en el Campo de Gibraltar (Cádiz). *Edafología* 7 (3), 83-92.

K

Kanth, T.A., Hassan, Z.U., 2012. Morphometric analysis and prioritization of watersheds for soil and water resource management in Wular Catchment using Geo-Spatial tools. *International Journal of Geology, Earth and Environmental Sciences* 2 (1), 30-41.

Kidd, R.E., Bossong, C.R., 1987. Application of the Precipitation-Runoff Model in the Warrior Coal Field, Alabama. United States Geological Survey Water-Supply Paper 2306. United States Bureau of Land Management, U.S.A, 42 pp.

- Kirkby, M.J., 1980. Modelling water erosion processes. En: Kirkby, M.J., Morgan, R.P.C. (Eds.), *Soil Erosion*. John Wiley & Sons, Chichester, England, 183-216.
- Kliment, Z., Kadlec, J., Langhammer, J., 2008. Evaluation of suspended load changes using AnnAGNPS and SWAT semi-empirical erosion models. *Catena* 73 (3), 286-299.
- Kockel, F., 1958. Conodonten aus dem Paläozoikum von Malaga (Spanien). *Neues Jahrbuch für Geologie und Paläontologie* 6, 255-262.
- Kockel, F., Stoppel, D., 1962. Hallazgos de conodontos y algunos cortes en el Paleozoico de Málaga. *Notas y Comunicaciones del Instituto Geológico y Minero de España* 68, 133-169.
- Kondolf, G.M., Gao, Y.X., Annandale, G.W., Morris, G.L., Jiang, E.H., Zhang, J.H., Cao, Y.T., Carling, P., Fu, K.D., Guo, Q.C., Hotchkiss, R., Peteuil, C., Sumi, T., Wang, H.W., Wang, Z.M., Wei, Z.L., Wu, B.S., Wu, C.P., Yang, C.T., 2014. Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: experiences from five continents. *Earth's Future* 2 (5), 256-280.
- Krumbein, W.C., 1934. Size frequency distribution of sediments. *Journal of Sedimentary Petrology* 4 (2), 65-77.
- Krumbein, W.C., Pettijohn, F.J., 1938. *Manual of Sedimentary Petrography*. Society for Economic Paleontologists and Mineralogists (S.E.P.M) Classic Facsimile. Appleton Century Crofts, New York. U.S.A, 549 pp.
- Kuiper, M.G., 1997. Application of current environmental research to golf courses design, construction and management practices. *Retrospective Theses and Dissertations*, Paper no. 323. Iowa State University, U.S.A, 163 pp.
- Kulkarni, S.J., Deshbhandari, P.G., Jayappa, K.S., 2015. Seasonal Variation in Textural Characteristics and Sedimentary Environments of Beach Sediments, Karnataka Coast, India. *Aquatic Procedia* 4, 117-124.
- Kumar, A., Narayana, A.C., Jayappa, K.S., 2010. Shoreline changes and morphology of spits along southern Karnataka, west coast of India: A remote sensing and statistics-based approach. *Geomorphology* 120 (3-4), 133-152.
- Kumar, P.S., Praveen, T.V., Prasad, M.A., Mounika, L., Santhi, T., Kumar, T.B., 2015. Simulation of Sediment Yield over Ungauged Stations Using Musle (Case Study Meghadrigedda Reservoir). *International Journal of Earth Sciences and Engineering* 8 (2), 497-501.

Kuwabara, J.S., Alpers, C.N., Marvin-Dipasquale, M., Topping, B.R., Carter, J.L., Stewart, A.R., Fend, S.V., Parchaso, F., Moon, G.E., Krabbenhoft, D.P., 2003b. Sediment-Water Interactions Affecting Dissolved-Mercury Distributions in Camp Far West Reservoir, California. Water-Resources Investigations Report no. 03-4140, United States Geological Survey. U.S.A, 64 pp.

Kuwabara, J.S., Berelson, W.M., Balistrieri, L.S., Woods, P.F., Topping, B.R., Steding, D.J., Krabbenhoft, D.P., 1999. Benthic Flux of Metals and Nutrients into the Water Column of Lake Coeur d'Alene, Idaho. Water-Resources Investigations Report no. 00-4132, United States Geological Survey. U.S.A, 74 pp.

Kuwabara, J.S., Carter, J.L., Topping, B.R., Fend, S.V., Woods, P.F., Berelson, W.M., Balistrieri, L.S., 2003a. Importance of Sediment-Water Interactions in Coeur d'Alene Lake, Idaho, U.S.A: Management Implications. *Environmental Management* 32 (3), 348-359.

Kuwabara, J.S., Marvin-Dipasquale, M., Praskins, W., Byron, E., Topping, B.R., Carter, J.L., Fend, S.V., Parchaso, F., Krabbenhoft, D.P., Gustin, M.S., 2002. Flux of Dissolved Forms of Mercury across the Sediment-Water Interface in Lahontan Reservoir, Nevada. Water-Resources Investigations Report no. 02-4138, United States Geological Survey. U.S.A, 49 pp.

L

Lal, R., 2001. Soil degradation by erosion. *Land Degradation & Development* 12 (6), 519-539.

Lancaster, N., 1981. Grain size characteristics of Namib Desert linear dunes. *Sedimentology* 28 (1), 115-122.

Lancaster, N., 1995. *Geomorphology of Desert Dunes*. Routledge Physical Environment Series. London, United Kingdom, 312 pp.

Lancaster, N., Nickling, W.G., MacKenna, C., 2002. Particle size and sorting characteristics of sand in transport on the stoss slope of a small reversing dune. *Geomorphology* 43 (3-4), 233-242.

Lario, J., Zazo, C., Somoza, L., Goy, J.L., Hoyos, M., Silva, P.G., Hernández Molina, F.J., 1993. Los episodios marinos cuaternarios de la costa de Málaga (España). *Revista de la Sociedad Geológica Española* 6 (3-4), 41-46.

Lauder, W.R., 1968. Stream capture, piracy. En: Fairbrige, R.W. (Ed), *The encyclopaedia of Geomorphology Vol. III*. Reinhold Book Corporation, New York, U.S.A, 1054-1057.

Le, M.H., Cordier, S., Lucas, C., Cerdán, O., 2015. A faster numerical scheme for a coupled system modeling soil erosion and sediment transport. *Water Resources Research* 51 (2), 987-1005.

Leschonski, K., 1979. Sieve analysis, the Cinderella of particle size analysis methods? *Powder Technology* 24 (2), 115-124.

Lian, O.B., Roberts, R.G., 2006. Dating the Quaternary: progress in luminescence dating of sediments. *Quaternary Science Reviews* 25 (19-20), 2449-2468.

Libby, W.F., 1961. Radiocarbon Dating. *Science* 133 (3453), 621-629.

Libby, W.F., Anderson, E.C., Arnold, J.R., 1949. Age Determination By Radiocarbon Content: World-Wide Assay of Natural Radiocarbons. *Science* 109 (2827), 227-228.

Liu, K., 2009. Some factors affecting sieving performance and efficiency. *Powder Technology* 193 (2), 208-213.

Llamas Zapatero, A.M., 1948. Sobre desagües de fondo en los grandes embalses. *Revista de Obras Públicas* 2801, 368-370.

Loget, N., Davy, P., Van Den Driessche, J., 2006. Mesoscale fluvial erosion parameters deduced from modeling the Mediterranean sea level drop during the Messinian (late Miocene). *Journal of Geophysical Research* 111, F03005, 15 pp.

Loget, N., Van Den Driessche, J., 2006. On the origin of the Strait of Gibraltar. *Sedimentary Geology* 188-189, 341-356.

Loget, N., Van Den Driessche, J., Davy, P., 2005. How did the Messinian Salinity Crisis end? *Terra Nova* 17 (5), 414-419.

López de Coca, J.E., 1982. Comercio exterior del reino de Granada. *Actas del II Coloquio de Historia Medieval Andaluza*, Diputación Provincial de Sevilla, 335-378.

López Geta, J.A., Navarro Iáñez, J.A., Gómez Gómez, J.D., Ortega Vargas, R., Linares Girela, L., Cillanueva Delgado, L., 2001. Simulación y optimización de la gestión conjunta de recursos hídricos en el Sistema Costa del Sol Occidental. En: *Asociación Española de Hidrología Subterránea (Eds.), VII Simposio de Hidrogeología, Vol. XXIII*. Instituto Geológico y Minero de España, Ministerio de Ciencia y Tecnología, 197-209.

M

Machiavelli, N., 1519. *Discourses on Livy*. The University of Chicago Press, Chicago, U.S.A, 367 pp.

Macpherson, J., 1874. Memoria sobre la estructura de la Serranía de Ronda. Imprenta de la Revista Médica, Cádiz, 91 pp.

- Macpherson, J., 1879. Descripción de algunas rocas que se encuentran en la Serranía de Ronda. *Anales de la Sociedad Española de Historia Natural* 7 (2), 229-264.
- Madoz, P., 1848. *Diccionario geográfico-estadístico-histórico de España y sus posesiones de ultramar*. Tomo XI. Madrid, 791 pp.
- Madsen, A.T., Murray, A.S., 2009. Optically stimulated luminescence dating of young sediments: A review. *Geomorphology* 109 (1-2), 3-16.
- Mahan, S.A., Miller, D.M., Menges, C.M., Yount, J.C., 2007. Late Quaternary Stratigraphy and Luminescence Geochronology of the Northeastern Mojave Desert. *Quaternary International* 166 (1), 61-78.
- Maíz Viñals, A., 1976. *Geografía médica de Marbella*. Editorial Mallorca Consejo Insular, 140 pp.
- Mäkel, G., 1985. The Geology of the Malaguide Complex and its bearing on the geodynamic evolution of the Betic-Rif Orogen (Southern Spain and Northern Morocco). Utrecht, The Netherlands. University of Utrecht, PhD Thesis, 263 pp.
- Malekani, L., Khaleghi, S., Mahmoodi, M., 2014. Application of GIS in modeling Zilberchai basin runoff. 1st International Conference on Geospatial Information Research. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Vol. XL-2/W3, 181-186.
- Malvárez, G., 1999. Procesos morfodinámicos litorales de la Costa del Sol. En: Senciales, J.M., Ferre, E. (Coords.), *Elementos del paisaje de la provincia de Málaga*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Málaga, 169-229.
- Malvárez, G., 2012. The History of Shoreline Stabilization on the Spanish Costa del Sol. En: Cooper, A., Pilkey, J. (Eds.), *Pitfalls of Shoreline Stabilisation: Selected Case Studies*. Springer Netherlands, 235-249.
- Malvárez, G., Pollard, H.J., Domínguez, R., 2000. Origins and measurement of stress on the coast of Southern Spain. *Coastal Management* 28 (3), 215-234.
- Malvárez, G., Pollard, H.J., Domínguez, R., 2003. The planning and practice of Coastal Zone Management in Southern Spain. *Journal of Sustainable Tourism* 11 (2-3), 204-223.
- Manyiwa, T., Dikinya, O., 2013. Using Universal Soil Loss Equation and Soil Erodibility Factor to Assess Soil Erosion in Tshesebe Village, Northeast Botswana. *African Journal of Agricultural Research* 8 (30), 4170-4178.
- Marqués, M.A., Mora, E., 1992. The Influence of Aspect on Runoff and Soil Loss in a Mediterranean Burnt Forest (Spain). *Catena* 19 (3-4), 333-344.

- Martín León, F., 2003. Las Gotas Frías/DANAS: Ideas y Conceptos Básicos. Nota Técnica del Servicio de Técnicas de Análisis y Predicción no. 38, Instituto Nacional de Meteorología. Madrid, 14 pp.
- Martín Moreno, C., Martín Duque, J.F., Nicolau Ibarra, J.M., Hernando Rodríguez, N., Sanz Santos, M.A., Sánchez Castillo, L., 2013. Effects of Topography and Surface Soil Cover on Erosion for Mining Reclamation: The Experimental Spoil Heap at El Machorro Mine (Central Spain). *Land Degradation and Development* 27 (2), 145-159.
- Martín Pérez, M.I., Fernández Palacios, J.M., Sancho Royo, F., 2013. 100 Grandes Presas en Andalucía. La obra en el paisaje. Serie Historia y Geografía, núm. 207. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio y Universidad de Sevilla, 142 pp.
- Martínez, M.L., Gallego Fernández, J.B., García Franco, J.G., Moctezuma, C., Jiménez, C.D., 2006. Assessment of coastal dune vulnerability to natural and anthropogenic disturbances along the Gulf of Mexico. *Environmental Conservation* 32 (2), 109-117.
- Martínez Álvarez, V., 2006. Determinación del Tiempo de Concentración con Sistemas de Información Geográfica. *Ingeniería del Agua* 13 (4), 303-310.
- Martínez Casanovas, J.A., Concepción Ramos, M., Ribes Dasi, M., 2005. On-site effects of concentrated flow erosion in vineyard fields: some economic implications. *Catena* 60 (2), 129-146.
- Martínez Díaz, C., 1983. Carbonífero y Pérmico de España. X Congreso Internacional de Estratigrafía y Geología del Carbonífero. Servicio de Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, 503 pp.
- Martínez Salvador, A., Conesa García, C., García Lorenzo, R., Pérez Cutillas, P., 2015. Estimación de aportes sedimentarios a embalses de pequeñas cuencas mediterráneas mediante GeoWEPP. Ensayo en la cuenca vertiente del río Mula al embalse de La Cierva (cuenca del río Segura). *Limnética* 34 (1), 41-56.
- Masselink, G., Kroon, A., Davidson-Arnott, R.G.D., 2006. Morphodynamics of intertidal bars in wave-dominated coastal settings: A review. *Geomorphology* 73 (1-2), 33-49.
- Mateu González, J.J., 2002. Política hidráulica e intervención estatal en España (1880-1936): una visión interdisciplinar. *Estudios Agrosociales y Pesqueros* 197, 35-61.
- Mauz, B., Lang, A., 2004. Removal of the feldspar-derived luminescence component from polymineral fine silt samples for optical dating applications: evaluation of chemical treatment protocols and quality control procedures. *Ancient Thermoluminescence* 22 (1), 1-8.

- Mayor, A.G., Bautista, S., Llovet, J., Bellot, J., 2007. Post-fire hydrological and erosional responses of a Mediterranean landscape: Seven years of catchment scale dynamics. *Catena* 71 (1), 68-75.
- McArthur, J.L., 1987. The characteristics, classification and origin of late Pleistocene fan deposits in the Cass Basin, Canterbury, New Zealand. *Sedimentology* 34 (3), 459-471.
- McDowell, A.J., Carter, R.W.G., Pollard, H.J., 1993. The impact of man on the shoreline environment of the Costa del Sol, Southern Spain. En: Wong, P.P. (Ed.) *Tourism Vs. Environment: The case for coastal areas*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, 189-209.
- McKibbin, D., 2016. Legislative and policy response to the risk of coastal erosion and flooding in the UK and Ireland. Research and Information Service, Research Paper NIAR 274-16. Northern Ireland Assembly, 19 pp.
- McLaren, P., 1981. An interpretation of trends in grain size measures. *Journal of Sedimentary Petrology* 51 (2), 611-624.
- McLaren, P., Bowles, D., 1985. The effects of sediment transport on grain-size distributions. *Journal of Sedimentary Petrology* 55 (4), 457-470.
- Medialdea Cela, T., 2004. Estructura y evolución tectónica del Golfo de Cádiz. Madrid, España. Universidad Complutense de Madrid, Tesis Doctoral, 328 pp.
- Medialdea Utande, A., 2012. Towards the reconstruction of flood histories: luminescence dating of palaeoflood deposits. Madrid, España. Universidad Autónoma de Madrid, Tesis Doctoral, 181 pp.
- Meisburger, E., 1990. Exploration and sampling methods for borrow areas. Technical Report no. CERC-90-18. Coastal Engineering Research Center, Department of the Army. Mississippi, U.S.A, 77 pp.
- Melenti, I.L., Keri, A.A., Rusu, T., 2011. Soil Conservation Service Curve Number Method for Surface Runoff Estimation Using GIS Techniques, in Rosia Poieni Mining Area (Romania). *ProEnvironment* 4 (8), 240-246.
- Merrit, W.S., Letcher, R.A., Jakeman, A.J., 2003. A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling & Software* 18 (8-9), 761-799.
- Meshkati, M.E., Dehghani, A.A., Naser, G., Emamgholizadeh, S., Mosaedi, A., 2009. Evolution of Developing Flushing Cone during the Pressurized Flushing in Reservoir Storage. *International Journal of Environmental, Chemical, Ecological, Geological and Geophysical Engineering* 3 (10), 355-359.

- Michard, A., Chalouan, A., 1978. Présence de l'orogénie varisque dans le socle interne rifo-kabyle (microplaque d'Alborán s.l.). *Compte Rendues de la Académie des Sciences de Paris* 287 (Series II-A), 903-906.
- Michelau, P., 1942. Das Paläozoikum der betischen Ketten nordwestlich von Malaga. Berlín, Alemania. Universidad Humboldt de Berlín, Tesis Doctoral, 126 pp.
- Miller, V.C., 1975, Lateral tributary capture in the Montalbán area, Spain. *I.T.C Journal Investigation of Instrumental Transcommunication Phenomena* 2, 230-235.
- Milliman, J.D., Syvitski, J.P.M., 1992. Geomorphic/Tectonic Control of Sediment Discharge to the Ocean: The Importance of Small Mountainous Rivers. *The Journal of Geology* 100 (5), 525-544.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2015. Perfil Ambiental de España 2014. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural, Secretaría General Técnica. Madrid, 299 pp.
- Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, 2008. Directrices sobre Actuaciones en Playas. Secretaría General para el Territorio y la Biodiversidad, Dirección General de Costas. Madrid, 41 pp.
- Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, 2016. Perfil Ambiental de España 2015. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural, Secretaría General Técnica. Madrid, 333 pp.
- Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, 2017. Ficha de valoración de los daños causados por los temporales de finales de noviembre y durante el mes de diciembre en las costas de la provincia de Málaga. Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y el Mar, Madrid, 17 pp.
- Ministerio de Fomento, 2014. Resumen de parámetros relacionados con el nivel del mar y la marea que afectan a las condiciones de diseño y explotación portuaria. Área de Medio Físico y Tecnología de las Infraestructuras, Puertos del Estado, 33 pp.
- Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino, 2010. Metodología de producción de la base de datos CLC-Change 2000-2006. Agencia Europea de Medio Ambiente, 30 pp.
- Ministerio de Obras Públicas, 1987. Movimientos del terreno de la provincia de Granada. Dirección General de Carreteras, Servicio de Geotecnia. Centro de Publicaciones de la Secretaría General Técnica, Madrid, 157 pp.
- Ministerio de Obras Públicas y Transportes, 1992. Recomendaciones para obras marítimas. ROM 0.3-91: Clima marítimo en el Litoral Español. Dirección General de Puertos, 80 pp.

- Miranda, J.D., 2007. Cambio climático y patrones de precipitación: efecto sobre las comunidades vegetales semiáridas. Granada, España. Universidad de Granada, Tesis Doctoral, 140 pp.
- Miranda, J.D., 2008. Cambio climático y patrones de precipitación: efecto sobre las comunidades vegetales semiáridas. *Ecosistemas* 17 (3), 161-165.
- Mishra, A., Froebrich, J., Grassman, P.W., 2007. Evaluation of the SWAT model for assessing sediment control structures in a small watershed in India. *Transactions of the ASABE* 50 (2), 469-478.
- Mockus, V., 1964. Estimation of direct runoff from storm rainfall. En: United States Soil Conservation Service (Ed.), *National Engineering Handbook, Section 4: Hydrology*. Natural Resources Conservation Service, United States Department of Agriculture. Washington D.C., U.S.A, 30 pp.
- Mollat, H., 1968. Schichtenfolge und tektonischer Bau der Sierra Blanca und ihrer Umgebung. *Geologisches Jahrbuch* 81, 471-532.
- Montesquieu, C.S., 1748. *The Spirit of Laws*. Batoche Books. Ontario, Canada, 726 pp.
- Moore, I.D., Burch, G.J., 1986. Physical Basis of the Length-Slope Factor in the Universal Soil Loss Equation. *Journal of Soil Science Society of America* 50 (5), 1294-1298.
- Moreira, J.M., 1989. La erosión de los suelos en el valle central del río Guadalquivir. Su influencia en el uso y gestión de las tierras. Sevilla, España. Universidad de Sevilla, Tesis Doctoral, 749 pp.
- Moreira, J.M., 1991. Capacidad de uso y erosión de suelos. Una aproximación a la evaluación de tierras en Andalucía. Agencia de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, 446 pp.
- Moreira, J.M., 1994. HYDRE, un Proyecto para el control, en tiempo real, de los recursos hídricos en regiones mediterráneas. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 18, 111-126.
- Moreno Avalos, V.M., 2012. Optimización de la succión de sólidos sumergidos utilizando bombas centrífugas con velocidad variable. Madrid, España. Universidad Politécnica de Madrid, Tesis Doctoral, 258 pp.
- Morgan, R.P.C., 1983. The non-independency of rainfall erosivity and soil erodibility. *Earth Surface Processes and Landforms* 8 (4), 323-338.

- Morgan, R.P.C., 1994. The European Soil Erosion Model: an up-date on its structure and research base. En: Rickson, R.J. (Ed.), *Conserving Soil Resources: European Perspectives*. The Centre for Agriculture and Bioscience International. Wallingford, United Kingdom, 286-299.
- Morgan, R.P.C., 2005. Soil Erosion & Conservation. Third Edition. Blackwell Publishing Ltd., Cornwall, United Kingdom, 304 pp.
- Morgan, R.P.C., Quinton, J.N., Smith, R.E., Govers, G., Poesen, J.W.A., Auerswald, K., Chisci, G., Torri, D., Styczen M.E., Folly, A.J.V., 1998. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): documentation and user guide. Silsoe College, Cranfield University. United Kingdom, 124 pp.
- Morris, G.L., Fan, J., 1998. Reservoir Sedimentation Handbook. Design and Management of Dams, Reservoirs and Watersheds for Sustainable Use. McGraw-Hill Book Company. New York, U.S.A, 805 pp.
- Morton, T.G., Gold, A.J., Sullivan, W.M., 1988. Influence of Overwatering and Fertilization on Nitrogen Losses from Home Lawns. *Journal of Environmental Quality* 17 (1), 124-130.
- Mourier, T., 1982. Étude géologique et structurale du Massif des Bokoyas (Rif oriental, Maroc). Paris, France. Université de Paris, Thesis 3^{ème} Cycle, 270 pp.
- Mukundan, R., Pradhanang, S.M., Schneiderman, E.M., Pierson, D.C., Anandhi, A., Zion, M.S., Matonse, A.H., Lounsbury, D.G., Steenhuis, T.S., 2013. Suspended sediment source areas and future climate impact on soil erosion and sediment yield in a New York City water supply watershed, USA. *Geomorphology* 183, 110-119.
- Muñoz Pérez, J.J., Gutiérrez Más, J.M., 1999. Tipología y eficacia de los espigones de escollera construidos para la mejora de la estabilidad de las playas del litoral Atlántico de la provincia de Cádiz. *Boletín Geológico y Minero* 110 (1), 53-66.
- Murray, A.S., Buylaert, J.P., Henriksen, M., Svendsen, J.I., Mangerud, J., 2008. Testing the reliability of quartz OSL ages beyond the Eemian. *Radiation Measurements* 43 (2-6), 776-780.
- Murray, A.S., Olley, J.M., 2002. Precision and accuracy in the optically stimulated luminescence dating of sedimentary quartz: a status review. *Geochronometria* 21, 1-16.
- Murray, A.S., Roberts, R.G., 1998. Measurement of the equivalent dose in quartz using a regenerative-dose single aliquot protocol. *Radiation Measurements* 29 (5), 503-515.
- Murray, A.S., Wintle, A.G., 2000. Luminescence dating of quartz using an improved single-aliquot regenerative-dose protocol. *Radiation Measurements* 32 (1), 57-73.

Musgrave, G.W., 1955. How much of the rain enters the soil?. En: Stefferud, A. (Ed.), *Water: The yearbook of agriculture*. First Edition, United States Department of Agriculture. Washington D.C., U.S.A, 151-159.

N

Nadal Oller, J., 1972. Industrialización y desindustrialización del sureste español (1817-1913). *Moneda y Crédito* 120, 3-80.

National Research Council, 1999. *New Directions in Water Resources Planning for the United States Army Corps of Engineers*. National Academy Press. Washington D.C, U.S.A, 120 pp.

Natural Resources Conservation Service, 1986. *Urban Hydrology for Small Watersheds*. Technical Release no. 55, United States Department of Agriculture. Washington D.C., U.S.A, 164 pp.

Natural Resources Conservation Service, 2014. *Keys to Soil Taxonomy*. Twelfth Edition, United States Department of Agriculture. Washington D.C., U.S.A, 362 pp.

Navarro Jurado, E., 2005. Indicadores para la evaluación de la capacidad de carga turística. *Annals of Tourism Research* (en español) 7 (2), 397-422.

Nearing, M.A., Foster, G.R., Lane, L.J., Finkner, S.C., 1989. A Process-Based Soil Erosion Model for U.S.D.A-Water Erosion Prediction Project Technology. *Transactions of the ASABE* 32 (5), 1587-1593.

Nearing, M.A., Nichols, M.H., Stone, J.J., Renard, K.G., Simanton, J.R., 2007. Sediment yields from unit-source semiarid watersheds at Walnut Gulch. *Water Resources Research* 43 (6), W06426, 10 pp.

Neary, D.G., Klopatek, C.C., DeBano, L.F., Ffolliott, P., 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management* 122 (1-2), 51-71.

Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R., 2005. *Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation*. Grassland, Soil and Water Research Laboratory. Agricultural Research Service, United States Department of Agriculture. Texas, U.S.A, 494 pp.

Nelson, M.S., Gray, H.J., Johnson, J.A., Rittenour, T.M., Feathers, J.K., Mahan, S.A., 2015. User Guide for Luminescence Sampling in Archaeological and Geological Contexts. *Advances in Archaeological Practice* 3 (2), 166-177.

Neylan, J., 2007. *Improving the Environmental Management of New South Wales Golf Courses*. New South Wales Environment Protection Authority, Department of Environment and Climate Change. Sydney, Australia, 151 pp.

Nicolussi, K., Spötl, C., Thurner, A., Reimer, P.J., 2015. Precise radiocarbon dating of the giant Köfels landslide (Eastern Alps, Austria). *Geomorphology* 243, 87-91.

Nielsen, A., Murray, A.S., Pejrup, M., Elberling, B., 2006. Optically stimulated luminescence dating of a Holocene beach ridge plain in Northern Jutland, Denmark. *Quaternary Geochronology* 1 (4), 305-312.

Noll, J.J., 1953. The silting of Caonillas Reservoir. Soil Conservation Service, United States Department of Agriculture. Washington D.C, U.S.A, 34 pp.

Nosetto, M.D., Jobbágy, E.G., Brizuela, A.B., Jackson, R.B., 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 154, 2-11.

O

Ochoa, P.A., Fries, A., Mejía, D., Burneo, J.I., Ruíz-Sinoga, J.D., Cerdá, A., 2016. Effects of climate, land cover and topography on soil erosion risk in a semiarid basin of the Andes. *Catena* 140, 31-42.

Olmedo Cobo, J.A., Villacreces, M.A., 2008. Episodios de lluvias torrenciales del 21 de septiembre de 2007. Las inundaciones de Almuñécar. *Cuadernos Geográficos* 42, 123-148.

O'Malley, J., 2007. U.S Geological Survey ArcMap Sediment Classification Tool: Installation and User Guide. United States Geological Survey Open-File Report no. 2007-1186. Virginia, U.S.A, 38 pp.

Onna, A.F., 1979. Caracterización y génesis de un suelo desarrollado sobre coluvios de Sierra Morena (Huelva). Centro de Edafología y Biología Aplicada del Cuarto (C.E.B.A.C), Centro Superior de Investigaciones Científicas (C.S.I.C). Sevilla, 91 pp.

Osborne, P.D., Greenwood, B., 1992a. Frequency dependent cross-shore suspended sediment transport: A non-barred Shoreface. *Marine Geology* 106 (1-2), 1-24.

Osborne, P.D., Greenwood, B., 1992b. Frequency dependent cross-shore suspended sediment transport: A barred Shoreface. *Marine Geology* 106 (1-2), 25-51.

Ostovari, Y., Ghorbani-Dashtaki, S., Bahrami, H-A., Naderi, M., Dematte, J.A.M., Kerry, R., 2016. Modification of the USLE K factor for soil erodibility assessment on calcareous soils in Iran. *Geomorphology* 273, 385-395.

Otto, G.H., 1939. A modified logarithmic probability graph for the interpretation of mechanical analyses of sediments. *Journal of Sedimentary Petrology* 9 (2), 62-75.

Overton, D.E., Meadows, M.E., 1976. Stormwater Modeling. First Edition, Academic Press. New York, U.S.A, 355 pp.

Oyedotun, T.D.T., Burningham, H., French, J.R., 2013. Sediment sorting and mixing in the Camel Estuary, U.K. *Journal of Coastal Research Special Issue 65, International Coastal Symposium Volume 1*, 1563-1568.

Özhan, E., 2002. Coastal Erosion Management in the Mediterranean: An Overview. Priority Action Programme, Mediterranean Action Plan. United Nations Environmental Programme, Croatia, 25 pp.

P

Packman, S.C., Mauz, B., Rousseau, D.D., Antoine, P., Rossignol, J., Lang, A., 2007. Implications of broad dose distributions obtained with the single-aliquot regenerative-dose method on quartz fine-grains from loess. *Quaternary Geochronology* 2 (1-4), 39-44.

Palau Ybars, A., 1998. El vaciado de embalses: Consideraciones ecológicas y gestión medioambiental. *Ecología* 12, 79-92.

Palau Ybars, A., 2002. La sedimentación en embalses: Medidas preventivas y correctoras. En: Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos (Ed.), *Actas del I Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente*. Madrid, 847-856.

Palazón, L., Navas, A., 2015. Land use sediment production response under different climatic conditions in an alpine-prealpine catchment. *Catena* 137, 244-255.

Panagos, P., Ballabio, C., Borrelli, P., Meusburger, M., Klik, A., Rousseva, S., Percec, M., Michaelides, S., Hrabalíková, M., Olsen, P., Aalto, J., Lakatos, M., Rymaszewicz, A., Dumitrescu, A., Beguería, S., Alewell, C., 2015a. Rainfall erosivity in Europe. *Science of the Total Environment* 511, 801-814.

Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., 2015c. A New European Slope Length and Steepness Factor (LS-Factor) for Modelling Soil Erosion by Water. *Geosciences* 5 (2), 117-126.

Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., Montanarella, L., 2015d. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy* 48, 38-50.

Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Van-der-Zanden, E.H., Poesen, J., Alewell, C., 2015e. Modelling the effect of support practices (P factor) on the reduction of soil erosion by water at European scale. *Environmental Science & Policy* 51, 23-34.

Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., Montanarella, L., Alewell, C., 2015b. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science & Policy* 54, 438-447.

- Panagos, P., Meusburger, K., Ballabio, C., Borrelli, P., Alewell, C., 2014. Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS. *Science of the Total Environment* 479-480, 189-200.
- Parveen, R., Kumar, U., 2012. Integrated Approach of Universal Soil Loss Equation (USLE) and Geographical Information System (SIG) for Soil Loss Risk Assessment in Upper South Koel Basin, Jharkhand. *Journal of Geographic Information System* 4 (6), 588-596.
- Pastor, A., 2013. Las capturas fluviales: contextos, causas y consecuencias. Una explicación de los procesos de captura fluvial en distintos contextos geológicos. *Revista de Geografía de Espacios* 3 (5), 27-41.
- Pastor Gómez, V., 1973. Discordancia erosiva de Mina Peñoncillo en el Bético de Málaga. *Boletín Geológico y Minero* 84 (5), 312-313.
- Pedley, H.M., 1990. Classification and environmental models of cool freshwater tufas. *Sedimentary Geology* 68 (1-2), 143-154.
- Pedley, H.M., 2008. Tufas and travertines of the Mediterranean region: a testing ground for freshwater carbonate concepts and developments. *Sedimentology* 56 (1), 221-246.
- Pellejero, C., 2005. Turismo y economía en la Málaga del Siglo XX. *Revista de Historia Industrial* 29, 87-115.
- Petritan, A.M., Von Lüpke, B., Petritan, I.C., 2009. Influence of light availability on growth, leaf morphology and plant architecture of brench (*Fagus sylvatica* L.), maple (*Acer pseudoplatanus* L.) and ash (*Fraxinus excelsior* L.) saplings. *European Journal of Forest Research* 128 (1), 61-74.
- Philip Williams & Associates, 2008. Coastal Region Sediment Management Plan for Southern Monterey Bay. California Coastal Sediment Management Workgroup, Association of Monterey Bay Area Governments. California, U.S.A, 218 pp.
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R., Blair, R., 1995. Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits. *Science, New Series* 267 (5201), 1117-1123.
- Pinder, J.E., Kroh, G.C., White, J.D., May, A.M.B., 1997. The relationships between vegetation type and topography in Lassen Volcanic National Park. *Plant Ecology* 131 (1), 17-29.
- Pomar Gomá, L., 1979. La evolución tectonosedimentaria de las Baleares: Análisis crítico. *Acta Geológica Hispana* 14 (1), 293-310.
- Poppe, L.J., Eliason, A.H., 2008. A Visual Basic program to plot sediment grain-size data on ternary diagrams. *Computers & Geosciences* 34 (5), 561-565.

Poppe, L.J., Eliason, A.H., Fredericks, J.J., Rendigs, R.R., Blackwood, D., Polloni, C.F., 2000. Grain-Size Analysis of Marine Sediments: Methodology and Data Processing. En: Poppe, L.J. y Polloni, C.F. (Eds.), *U.S.G.S East Coast Sediment Analysis: Procedures, Database and Georeferenced Displays*. Open-file Report no. 00-358, United States Geological Survey.

Poppe, L.J., Eliason, A.H., Hastings, M.E., 2003. A Visual Basic program to classify sediments based on gravel-sand-silt-clay ratios. *Computers & Geosciences* 29 (6), 805-809.

Pranzini, E., Farrell, E.J., 2006. Shoreline Evolution And Protection Strategies Along The Tuscany Coastline, Italy. *Journal of Coastal Research Special Issue* 39, 842-847.

Prieto Borrego, L., 2001. La situación de las clases trabajadoras en Marbella durante las primeras décadas del Siglo XX. *Baetica. Estudios de Arte, Geografía e Historia* 23, 693-712.

Prieto Borrego, L., 2008. El Trapiche del Prado: Un Establecimiento Preindustrial en la Marbella del Antiguo Régimen. *Baetica, Estudios de Arte, Geografía e Historia* 30, 487-505.

Prosser, I.P., Rutherford, I.D., Olley, J.M., Young, W.J., Wallbrink, P.J., Moran, C.J., 2001. Large-scale patterns of erosion and sediment transport in river networks, with examples from Australia. *Marine and Freshwater Research* 52 (1), 81-99.

Purkait, B., Majumdar, D.D., Paul, A.K., 2015. Grain sorting on a Coastal Dune of Orissa, Bay of Bengal, and a comparison with the Desert Dune of Rajasthan, India. *International Research Journal of Earth Sciences* 3 (8), 14-31.

Pye, K., Tsoar, H., 1990. *Aeolian Sand and Sand Dunes*. Unwin Hyman Limited. London, United Kingdom, 396 pp.

Q

Quiñones, F., 1980. Limnology of Lago Loíza, Puerto Rico. *Water Resources Investigations Report no.79-97*. Water Resources Division, United States Geological Survey. San Juan, Puerto Rico, 130 pp.

R

Rabineau, M., Cloetingh, S., Kuroda, J., Aslanian, D., Droxler, A., Gorini, C., García Castellanos, D., Moscariello, A., Burov, E., Sierro, F., Lirer, F., Roure, F., Pezard, P.A., Matenco, L., 2015. Probing connections between deep earth and surface processes in a land-locked ocean basin transformed into a giant saline basin: The Mediterranean GOLD Project. *Marine and Petroleum Geology* 66 (1), 6-17.

Rachocki, A.H., 1981. *Alluvial fans: An attempt at an empirical approach*. John Wiley & Sons. England, United Kingdom, 161 pp.

- Randle, T.J., Yang, C.T., Daraio, J., 2006. Erosion and Reservoir Sedimentation. En: United States Department of Interior (Ed.), *Managing Water in the West. Erosion and Sedimentation Manual*. Technical Service Center, Bureau of Reclamation. Colorado, U.S.A, 2.1–2.94.
- Reddell, P., Bowen, G.D., Robson, A.D., 1985. The effects of soil temperature on plant growth, nodulation and nitrogen fixation in *Casuarina Cunninghamiana* Miq. *New Phytologist* 101 (3), 441-450.
- Renard, K.G., Foster, G.R., 1983. Soil Conservation: Principles of Erosion by Water. En: Dregne, H.E., Willis, W.O. (Eds.), *Dryland Agriculture*. Agronomy Monograph No. 23. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America. Wisconsin, U.S.A, 155-176.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool, D.K., Yoder, D.C., 1997. Predicting Soil Erosion by Water. A guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (R.U.S.L.E). Agriculture Handbook no. 703. Agricultural Research Service, United States Department of Agriculture. Washington D.C, U.S.A, 407 pp.
- Restrepo, J.D., Syvitski, J.P.M., 2006. Assessing the Effect of Natural Controls and Land Use Change on Sediment Yield in a Major Andean River: The Magdalena Drainage Basin, Colombia. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 35 (2), 65-74.
- Richter, D., 2007. Advantages and Limitations of Thermoluminescence Dating of Heated Flint from Paleolithic Sites. *Geoarchaeology: An International Journal* 22 (6), 671-683.
- Rieke Zapp, D., Poesen, J., Nearing, M.A., 2007. Effects of rock fragments incorporated in the soil matrix on concentrated flow hydraulics and erosion. *Earth Surface Processes and Landforms* 32 (7), 1063-1076.
- Roberts, T.R., Beddow, J.K., 1968. Some effects of particle shape and size upon blinding during sieving. *Powder Technology* 2 (2), 121-124.
- Roderick, G.L., 1966. A History of Particle-Size Limits. Contribution No. 66-13 of the Soil Research Laboratory, Engineering Research Institute. Iowa State University, USA, 43 pp.
- Rodrigo Comino, J., Senciales, J.M., 2012. Las plataformas travertínicas y tobáceas de la provincia de Málaga (España). *Baetica. Estudios de Arte, Geografía e Historia* 34, 83-102.
- Rodríguez Feijóo, A., 1988. Enseñanza liberal en Marbella (1833-1836). Editorial del Ayuntamiento de Marbella, Málaga, 292 pp.

Rodríguez Feijóo, A., 2007-2008. Marbella en el XIX. Reflejo y espejismo de la España Liberal. *Cilniana* 20-21, 7-70.

Rodríguez Romero, C., 2007. Situación económica de la ciudad de Marbella al final de la segunda década del siglo XIX a través de los “Cuadernos de Riqueza de Garay”. En: López Serrano, F.A., Casado Bellagarza, J.L. (Coords.), *Estudios en homenaje a Antonio Serrano Lima*. Asociación Cilniana para la Defensa y Difusión del Patrimonio. Marbella, Málaga, 71-85.

Romkens, M.J.M., Young, R.A., Poesen, J.W.A., McCool, D.K., El-Swaify, S.A., Bradford, J.M., 1997. Soil Erodibility factor. En: Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool, D.K., Yoder, D.C., (Coords.), *Predicting Soil Erosion by Water. A guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (R.U.S.L.E)*. Agriculture Handbook no. 703. Agricultural Research Service, United States Department of Agriculture. Washington D.C, U.S.A, 65-100.

Roose, E.J., 1986. Runoff and erosion before and after clearing depending on the type of crop in western Africa. En: Lal, R., Sánchez, P.A., Cummings, R.W. (Eds.), *Land Clearing & Development in Tropics*. A. A. Balkema. Boston, U.S.A, 317-329.

Roveri, M., Manzi, V., Bergamasco, A., Falcieri, F.M., Gennari, R., Lugli, S., Schreiber, B.C., 2014. Dense shelf water cascading and Messinian canyons: A new scenario for the Mediterranean Salinity Crisis. *American Journal of Science* 314 (3), 751-784.

Rubia Osorio, A., 2009-2010. Situación social de Marbella tras la Guerra Civil. *Cilniana* 22-23, 23-38.

Ruedell, J., 1994. Pesquisa em Plantio Direto na Palha e sua Importancia. En: *Atas del IV Encontro Nacional de Plantio Direto na Palha*. Cruz Alta, Brasil, 90-105.

Ruíz Flaño, P., Arnáez, J., Lasanta, T., Ortigosa, L., 2008. Procesos de erosión y pérdidas de suelo tras lluvias intensas en viñedos de La Rioja. *Zubía* 25-26, 61-74.

Ruz, M.H., Hesp, P.A., 2014. Geomorphology of high-latitude coastal dunes: A review. En: Martini, I.P., Wanless, H.R. (Eds.), *Sedimentary Coastal Zones from High to Low Latitudes: Similarities and Differences*. Geological Society of London, Special Publications no. 388, 199-212.

Ryan, W.B.F., 1976. Quantitative evaluation of the depth of the Western Mediterranean before, during and after the late Miocene salinity crisis. *Sedimentology* 23 (6), 791-813.

S

Sachs, J.D., 2001. Tropical Underdevelopment. Working Paper no. 8119, National Bureau of Economic Research. Massachusetts, U.S.A, 40 pp.

- Sadeghi, S.H.R., 2004. Application of M.U.S.L.E in prediction of sediment yield in Iranian conditions. En: International Erosion Control Association (Ed.), *Proceedings of the 13th International Soil Conservation Organization Conference*. Paper no. 998. Brisbane, Australia, 1-4.
- Sadeghi, S.H.R., Gholami, L., Darvishan, A.K., Saeidi, P., 2014. A review of the application of the M.U.S.L.E model worldwide. *Hydrological Sciences Journal* 59 (2), 365-375.
- Sadeghi, S.H.R., Harchegani, M.K., 2012. Effects of Sand Mining on Suspended Sediment Particle Size Distribution in Kojour Forest River, Iran. *Journal of Agricultural Science and Technology* 14 (Supplementary Issue), 1637-1646.
- Sadeghi, S.H.R., Mahdavi, M., 2004. Applicability of SEDIMOT II Model in Flood and Sediment Yield Estimation. *Journal of Agricultural Sciences and Technology* 6 (3-4), 147-154.
- Sadeghi, S.H.R., Mizuyama, T., 2007. Applicability of the Modified Universal Soil Loss Equation for prediction of sediment yield in Khanmirza watershed, Iran. *Hydrological Sciences Journal* 52 (5), 1068-1075.
- Sadeghi, S.H.R., Mizuyama, T., Miyata, S., Gomi, T., Kosugi, K., Mizugaki, S., Onda, Y., 2007. Is M.U.S.L.E apt to small steeply reforested watersheds? *Journal of Forest Research* 12 (4), 270-277.
- Saleh, A., Du, B., 2004. Evaluation of S.W.A.T and H.S.P.F within BASINS program for the Upper North Bosque River Watershed in Central Texas. *Transactions of the ASAE* 47 (4), 1039-1049.
- Salles, C., Poesen, J., 2000. Rain properties controlling soil splash detachment. *Hydrological Processes* 14 (2), 271-282.
- Samaras, A.G., Koutitas, C.G., 2012. An integrated approach to quantify the impact of watershed management on coastal morphology. *Ocean & Coastal Management* 69, 68-77.
- Samaras, A.G., Koutitas, C.G., 2014. The impact of watershed management on Coastal morphology: A case study using an integrated approach and numerical modeling. *Geomorphology* 211, 52-63.
- Sánchez Martínez, M.T., Rodríguez Ferrero, N., Salas Velasco, M., 2011. La gestión del agua en España. La unidad de Cuenca. *Revista de Estudios Regionales* 92, 199-220.
- Sanjaume, E., Gracia, F.J., Flor, G., 2009. Introducción a la geomorfología de sistemas dunares. En: Sanjaume, E., Gracia, F.J. (Eds.), *Las dunas de España*. Editorial de la Sociedad Española de Geomorfología, 13-67.

Sanz de Galdeano, C., 1973. Geología de la transversal Jaén-Frailes (Provincia de Jaén). Granada, España. Universidad de Granada, Tesis Doctoral, 274 pp.

Sanz de Galdeano, C., 2012. Génesis de la estructura arqueada de la Sierra de las Cabras al Gibalto (Subbético, provincias de Málaga y Granada, España). *Estudios Geológicos* 68 (2), 179-187.

Sanz de Galdeano, C., El Kadiri, K., Simancas, J.F., Hlila, R., López-Garrido, A.C., El Mrihi, A., Chalouan, A., 2006. Paleogeographical reconstruction of the Malaguide-Ghomaride Complex (Internal Betic-Riffian Zone) based on Carboniferous granitoid pebble provenance. *Geologica Carpathica* 57 (5), 327-336.

Sanz de Galdeano, C., Ruíz Cruz, M.D., 2016. Late Palaeozoic to Triassic formations uncomfortably deposited over the Ronda peridotites (Betic Cordilleras): Evidence for their Variscan time of crustal emplacement. *Estudios Geológicos* 72 (1), e043, 24 pp.

Schleiss, A.J., De Cesare, G., Althaus, J., 2008. Reservoir sedimentation and sustainable development. En: International Commission for the Hydrology of the Rhine Basin (Ed.), *Proceedings of the 1st International Workshop on Erosion, Transport and Deposition of Sediments*. Berna, Swiss, 23-28.

Schleiss, A.J., De Cesare, G., Franca, M.J., Pfister, M., 2014. Reservoir Sedimentation. C.R.C Press, Taylor & Francis Group. London, United Kingdom, 259 pp.

Schleiss, A.J., Oehy, C., 2002. Verlandung von Stauseen und Nachhaltigkeit. *Wasser Energie Luft – eau energie air* 94 (7-8), 227-234.

Schneider, J., Badura, H., Troy, W., Knoblauch, H., 2007. Determination of parameters for venting turbidity currents through a reservoir. En: International Association for Hydro-Environment Engineering and Research (Ed.), *Proceedings of the 32nd Congress of I.A.H.R.* Venice, Italy, 1-10.

Schwab, G.O., Frevert, R.K., Edminster, T.W., Barnes, K.K., 1981. Soil Water Conservation Engineering. Third Edition, John Wiley & Sons. New York, U.S.A, 525 pp.

Sebastiá, M.T., 2004. Role of topography and soils in grassland structuring at the landscape and community scales. *Basic and Applied Ecology* 5 (4), 331-346.

Segura Cayuela, R., 2008. Los determinantes fundamentales de la prosperidad económica y la importancia de las instituciones. *Boletín económico del Banco de España* 11, 97-108.

Serrano Lozano, F., Guerra, A., 2004. Geología Regional. El territorio de la provincia de Málaga en el ámbito de la cordillera Bética. Servicio de Publicaciones e Intercambio Científico de la Universidad de Málaga. Departamento de Ecología y Geología, Universidad de Málaga, 178 pp.

- Shabani, F., Kumar, L., Esmaili, A., 2014. Improvement to the prediction of the U.S.L.E K factor. *Geomorphology* 204, 229-234.
- Shadeed, S., Almasri, M., 2010. Application of GIS-based S.C.S-CN method in West Bank catchments, Palestine. *Water Science and Engineering* 3 (1), 1-13.
- Shakesby, R.A., Doerr, S.H., 2006. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews* 74 (3-4), 269-307.
- Sharma, S.K., Gajbhiye, S., Nema, R.K., Tignath, S., 2014. Assessing Vulnerability to Soil Erosion of a Watershed of Tons River Basin in Madhya Pradesh using Remote Sensing and GIS. *International Journal of Environmental Research and Development* 4 (2), 153-164.
- Short, A.D., 1980. Beach Response to Variations in Breaker Height. En: American Society of Civil engineering (Ed.), *Proceedings of the 17th International Conference on Coastal Engineering*. Sydney, Australia, 1016-1035.
- Simanton, J.R., Renard, K.G., 1982. The U.S.L.E rainfall factor for Southwestern United States rangelands. *Agricultural Reviews and Manuals* 26, 50-62.
- Simard, S., Giovannelli, A., Treydte, K., Traversi, M.L., King, G.M., Frank, D., Fonti, P., 2013. Intra-annual dynamics of non-structural carbohydrates in the cambium of mature conifer trees reflects radial growth demands. *Tree Physiology* 33 (9), 913-923.
- Singh, J., Knapp, H.V., Arnold, J.G., Demissie, M., 2005. Hydrological modelling of the Iroquois river watershed using H.S.P.F and S.W.A.T. *Journal of the American Water Resources Association* 41 (2), 343-360.
- Singh, K.P., 1982. Runoff conditions for converting storm rainfall to runoff with S.C.S Curve Numbers. State Water Survey Contract Report no. 288. Illinois Department of Energy and Natural Resources, U.S.A, 62 pp.
- Smith, W.K., Nobel, P.S., 1978. Influence of Irradiation, Soil Water Potential and Leaf Temperature on Leaf Morphology of a Desert Broadleaf *Encelia Farinosa* Gray (Compositae). *American Journal of Botany* 65 (4), 429-432.
- Sohbati, R., Murray, A.S., Chapot, M.S., Jain, M., Pederson, J., 2012. Optically stimulated luminescence (O.S.L) as a chronometer for surface exposure dating. *Journal of Geophysical Research* 117, B09202.
- Soler, M., Sala, M., 1992. Effects of fire and of clearing in a Mediterranean *Quercus ilex* woodland: An experimental approach. *Catena* 19 (3-4), 321-332.
- Sorooshian, S., 1991. Parameter Estimation, Model Identification and Model Validation: Conceptual-Type models. En: Bowles, D.S., O'Connell, P.E. (Eds.), *Recent Advances in the Modelling of Hydrological Systems*. Springer Netherlands, 443-467.

Soto, B., Díaz Fierros, F., 1998. Runoff and soil erosion from areas of burnt scrub: comparison of soil experimental results with those predicted by the WEPP model. *Catena* 31 (4), 257-270.

Spraberry, J.A., Bowie, A.J., 1969. Predicting sediment yields from complex watersheds. *Transactions of the ASAE* 12 (2), 199-201.

Stephenson, D.B., 2008. Definition, diagnosis and origin of extreme weather and climate events. En: Díaz, H.F., Murnane, R.J. (Eds.), *Climate Extremes and Society*. Cambridge University Press. New York, U.S.A, 11-23.

Stewart, B.A., Woolhiser, D.A., Wischmeier, W.H., Caro, J.H., Frere, M.H., 1975. Control of water pollution from cropland. Volume I: A manual for guideline development. Agricultural Research Centre, United States Department of Agriculture. Washington D.C., U.S.A, 106 pp.

Stive, M.J.F., Aarninkhof, S.G.J., Hamm, L., Hanson, H., Larson, M., Wijnberg, K.M., Nicholls, R.J., Capobianco, M., 2002. Variability of shore and shoreline evolution. *Coastal Engineering* 47 (2), 211-235.

Stokes, S., 1999. Luminescence dating applications in geomorphological research. *Geomorphology* 29 (1-2), 153-171.

Sun, W., Shao, Q., Liu, J., Zhai, J., 2014. Assessing the effects of land uses and topography on soil erosion on the Loess Plateau in China. *Catena* 121, 151-163.

Suryawanshi, R.K., Gedam, S.S., Sankhua, R.N., 2012. Comparative Analysis of Spatial Rainfall-Runoff Estimation Using Advance Geospatial Tools, ANN & Empirical Approach. *International Journal of Emerging Technology and Advanced Engineering* 2 (10), 295-299.

Syvitski, J.P.M., Peckham, S.D., Hilberman, R., Mulder, T., 2003. Predicting the terrestrial flux of sediment to the global ocean: a planetary perspective. *Sedimentary Geology* 162 (1-2), 5-24.

Syvitski, J.P.M., Vorosmarty, C.J., Kettner, A.J., Green, P., 2005. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science* 308 (5720), 376-380.

T

Tabit, A., Komprobst, J., Woodland, A.B., 1997. Les péridotites a grenat du massif des Béni Bousera (Maroc): mélanges tectoniques et interdiffusion du fer et du magnésium. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences (Series IIA) - Earth and Planetary Science* 325 (9), 665-670.

Tim, U.S., Jolly, R., 1994. Evaluating Agricultural Nonpoint-Source Pollution Using Integrated Geographic Information Systems and Hydrologic/Water Quality Model. *Journal of Environmental Quality* 23 (1), 25-35.

TINSA, 2016. Vivienda en la Costa 2016. Tinsa Research, Taxco Valoración. Madrid, 74 pp.

Torres, E., Cuadrado, J.R., 1978. Estructura y problemática del sector turístico de la Costa del Sol. *Cuadernos de Ciencias Económicas y Empresariales* 3, 221-272.

Torri, D., Poesen, J., Borselli, L., 1997. Predictability and uncertainty of the soil erodibility using a global dataset. *Catena* 31 (1-2), 1-22.

Tricart, J., 1977. Précis de géomorphologie. Tome II : Géomorphologie dynamique générale. Editorial CDU/SEDES. Paris, France, 345 pp.

Tropeano, D., 1984. Rate of soil erosion processes in vineyards in Central Piedmonts (NW Italy). *Earth Surface Processes and Landforms* 9 (3), 253-266.

Trott, K.E., Singer, M.J., 1983. Relative Erodibility of 20 California Range and Forest Soils. *Journal of the Soil Science Society of America* 47 (4), 753-759.

Tucker, G.E., Bras, R.L., 1998. Hillslope processes, drainage density and landscape morphology. *Water Resources Research* 34 (10), 2751-2764.

U

Udden, J.A., 1914. Mechanical composition of clastic sediments. *Bulletin of the Geological Society of America* 25 (1), 655-744.

Uhland, R.E., 1932. Checking Gully Erosion on Golf Courses. *Bulletin of the Green Section of the United States Golf Association* Vol. 12 (1), 9-13.

U.N.E.P/M.A.P/P.A.P., 2008. Protocolo relativo a la Gestión Integrada de las Zonas Costeras del Mediterráneo. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Plan de Acción del Mediterráneo, Programa de Acciones Prioritarias. Split, Croacia, 25 pp.

U.N.E.S.C.O., 2010. Procesos de erosión-sedimentación en cauces y cuencas, Vol. 1. Documento Técnico del Programa Hidrológico Internacional de la Oficina Regional de Ciencia para América Latina y el Caribe de la U.N.E.S.C.O no. 22. Montevideo, Uruguay, 142 pp.

United States Bureau of Reclamation, 1995. Rindge Dam Removal Study: an Effort to Reduce the Decline of the Malibu Creek Steelhead Trout Population in Southern California. Appraisal report prepared for the California Department of Fish and Game, Lower Colorado Region. Nevada, U.S.A, 40 pp.

United States Department of Interior, 2009. Post-Fire Soil Erosion and How to Manage It. Joint Fire Science Program Issue 69, Bureau of Land Management. Idaho, U.S.A, 6 pp.

United States Environmental Protection Agency, 1997. Innovative Uses of Compost. Erosion Control, Turf Remediation and Landscaping. EPA Report no. 530-F-97-043, Office of Solid Waste and Emergency Response. Washington D.C, U.S.A, 8 pp.

United States Environmental Protection Agency, 2005. Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites. EPA Report no. 540-R-05-012, Office of Solid Waste and Emergency Response. Washington D.C, U.S.A, 236 pp.

Unkel, I., Ehret, D., Rohn, J., 2013. Recurrence analysis of the mass movement activity at Stambach (Austria) based on radiocarbon dating. *Geomorphology* 190, 103-111.

V

Vafiadou, A., Murray, A.S., Liritzis, I., 2007. Optically stimulated luminescence (O.S.L) dating investigations of rocks and underlying soil from three case studies. *Journal of Archaeological Science* 34 (10), 1659-1669.

Van Der Meulen, F., Salman, A.H.P.M., 1996. Management of Mediterranean coastal dunes. *Ocean & Coast Management* 30 (2-3), 177-195.

Van Gosen, B.S., Fey, D.L., Shah, A.K., Verplanck, P.L., Hoefen, T.M., 2010. Deposit Model for Heavy-Mineral Sands in Coastal Environments. Scientific Investigations Report no. 5070-L, United States Geological Survey. Virginia, U.S.A, 52 pp.

Vanwalleghem, T., Infante, J., González de Molina, M., Soto, D., Gómez, J.A., 2011. Quantifying the effect of historical soil management on soil erosion rates in Mediterranean olive orchards. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 142 (3-4), 341-351.

Varnes, D.J., 1978. Slope movement types and processes. En: Schuster, R.L., Krizek, R.J. (Eds.), *Special Report 176. Landslides: Analysis and Control*. Transportation and Road Research Board, National Research Council. Washington D.C., U.S.A, 11-33.

Vera, J.A., 1969. Estudio geológico de la Zona Subbética en la transversal de Loja y sectores adyacentes. *Memorias del Instituto Geológico y Minero de España*, Tomo no. 72, 192 pp.

Vera, J.A., 1986. Las Zonas Externas de las Cordilleras Béticas. En: Comba, J.A. (Ed.), *Geología de España. Libro homenaje a J.M. Ríos*. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, 205-218.

Vera, J.A., 1988. Evolución de los sistemas de depósito en el margen ibérico de las Cordilleras Béticas. *Revista de la Sociedad Geológica de España* 1 (3-4), 373-392.

Vera, J.A., 2000. El Terciario de la Cordillera Bética: Estado actual de conocimientos. *Revista de la Sociedad Geológica de España* 13 (2), 345-373.

Vieux, B.E., 2004. *Distributed Hydrologic Modeling using G.I.S.* Kluwer Academic Publishers, Springer Netherlands, 292 pp.

Villalba, A., 2011. La ferrería de “El Pedroso” en el Período Elorza (1831-1844). Trabajo: *Revista Andaluza de Relaciones Laborales* 24, 141-178.

Villar Lama, A., 2011. Territorio, turismo y paisaje: El proceso de urbanización en el litoral de Andalucía. El papel de los campos de golf. Sevilla, España. Universidad de Sevilla, Tesis Doctoral, 581 pp.

Vousdoukas, M.I., Velegrakis, A.F., Plomaritis, T.A., 2007. Beachrock occurrence, characteristics, formation mechanisms and impacts. *Earth-Science Reviews* 85 (1-2), 23-46.

W

Wainwright, J., 1996. Infiltration, runoff and erosion characteristics of agricultural land in extreme storm events, SE France. *Catena* 26 (1-2), 27-47.

Wan, Z., 1996. Reservoir Sediment Management Strategies for Large Dams. En: Colorado State University (Ed.), *Proceedings of the International Conference on Reservoir Sedimentation Vol. 2*. Colorado, U.S.A, 829-849.

Wang, B., Zhang, G., Duan, J., 2015. Relationship between topography and the distribution of understory vegetation in a *Pinus massoniana* forest in Southern China. *International Soil and Water Conservation Research* 3 (4), 291-304.

Wentworth, C.K., 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology* 30 (5), 377-392.

Wheater, H.S., Jakeman, A.J., Beven, K.J., 1993. Progress and directions in rainfall-runoff modelling. En: Jakeman, A.J., Beck, M.B., McAleer, M.J. (Eds.), *Modeling Change in Environmental System*. John Wiley and Sons., Chichester. United Kingdom, 101-132.

White, G.F., 1998. Reflections on the 50-year international search for integrated water management. *Water Policy* 1 (1), 21-27.

White, R., 2001. *Evacuation of sediment from reservoirs*. Thomas Telford Publishing. London, United Kingdom, 280 pp.

Whittow, J.B., 1984. *Diccionario de Geografía Física*. Editorial Alianza, Madrid, 557 pp.

Willems, B., 1983. Transport by wind of granular materials of different grain shapes and densities. *Sedimentology* 30 (5), 669-679.

Williams, J.R., 1975. Sediment-yield predictions with universal equation using runoff energy factor. En: Agricultural Research Service (Ed.), *Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yields and Sources*. A.R.S-S-40, United States Department of Agriculture. Mississippi, U.S.A, 244-252.

Williams, J.R., 1995. The EPIC model. En: Singh, V.E. (Ed.), *Computer models of watershed hydrology*. Water Resources Publications. Colorado, U.S.A, 909-1000.

Williams, J.R., Berndt, H.D., 1972. Sediment yield computed with Universal Equation. *Journal of the Hydraulics Division* 98 (12), 2087-2098.

Williams, J.R., Berndt, H.D., 1976. Determining the USLE's length-slope factor for watersheds. En: Soil Conservation Society of America (Ed.), *Soil erosion: Prediction and control. Proceedings of a National Conference on Soil Erosion*. Soil Conservation Society of America. Indiana, U.S.A, 217-225.

Williams, J.R., Berndt, H.D., 1977. Sediment Yield Prediction Based on Watershed Hydrology. *Transactions of the ASAE* 20 (6), 1100-1104.

Williams, S.J., 1986. Sand and gravel deposits within the United States exclusive economic zone: resource assessment and uses. En: Offshore Technology Conference (Ed.), *Proceedings of the 18th Annual Offshore Technology Conference*, O.T.C-5197. Texas, U.S.A, 377-386.

Wintle, A.G., 2005. The future role of luminescence dating. *Quaternary Perspectives* 15 (2), 119-122.

Wintle, A.G., 2008. Luminescence dating: where it has been and where it is going. *Boreas* 37 (4), 471-482.

Wischmeier, W.H., 1973. Conservation tillage to control water erosion. En: Soil Conservation Society of America (Ed.), *Proceedings of the National Conservation Tillage Conference*. Iowa, U.S.A, 133-144.

Wischmeier, W.H., 1975. Estimating the soil loss equation's cover and management factor for undisturbed areas. En: Agricultural Research Service (Ed.), *Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yields and Sources*. A.R.S-S-40, United States Department of Agriculture. Mississippi, U.S.A, 118-124.

Wischmeier, W.H., Johnson, C.B., Cross, B.V., 1971. A Soil Erodibility Nomograph for Farmland and Construction Sites. *Journal of Soil and Water Conservation* 26 (5), 189-193.

Wischmeier, W.H., Mannering, J.V., 1969. Relation of Soil Properties to its Erodibility. *Journal of the Soil Science Society of America* 33 (1), 131-137.

Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1958. Rainfall Energy and its Relationship to Soil Loss. *Transactions of the American Geophysical Union* 39 (2), 285-291.

Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1960. A universal soil-loss equation to guide conservation farm planning. En: *International Society of Soil Science (Ed.), Transactions of the 7th International Congress of Soil Science Vol. I*. Wisconsin, U.S.A, 418-425.

Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1978. Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. *Agricultural Research Service Handbook no. 537*, United States Department of Agriculture. Maryland, U.S.A, 58 pp.

Woolhiser, D.A., Smith, R.E., Goodrich, D.C., 1990. A kinematic runoff and erosion model: documentation and user manual. *Agricultural Research Service Report no. 77*, United States Department of Agriculture. Washington D.C, U.S.A, 130 pp.

X

Xia, M., 1989. Lateral erosion, a storage recovery technique for silted-up reservoirs. En: *China Ocean Press (Ed.), Proceedings of 4th International Symposium of River Sedimentation Vol. II with Central Theme on Effects of Erosion Control Measures on Sediment Yield*. Beijing, China, 1143-1149.

Xiao, B., Wang, Q.H., Fan, J., Hang, F.P., Dai, Q.H., 2011. Application of the SCS-CN Model to Runoff Estimation in a Small Watershed with High Spatial Heterogeneity. *Pedosphere* 21 (6), 738-749.

Y

Yang, C.T., 2006. Sustainable Development and Use of Reservoirs. En: *United States Department of Interior (Ed.), Managing Water in the West. Erosion and Sedimentation Manual*. Technical Service Center, Bureau of Reclamation. Colorado, U.S.A, 6.1–6.33.

Yesuf, H.M., Assen, M., Alamirew, T., Melesse, A.M., 2015. Modelling of sediment yield in Maybar gauged watershed using SWAT, northeast Ethiopia. *Catena* 127, 191-205.

Young, R., Mutchler, C., 1977. Erodibility of some Minnesota soils. *Journal of Soil and Water Conservation* 32 (3), 180-182.

Z

Zarris, D., Lykoudi, E., Panagoulia, D., 2007. Sediment yield estimates in North-Western Greece and analysis with hydrologic and geomorphologic factors. *Bulletin of the Geological Society of Greece* 40, 629-640.

Zhan, X., Huang, M.L., 2004. ArcCN-Runoff: An ArcGIS tool for generating curve number and runoff maps. *Environmental Modelling & Software* 19 (10), 875-879.

Zhang, H.Y., Shi, Z.H., Fang, N.F., Guo, M.H., 2015a. Linking watershed geomorphic characteristics to Sediment yield: Evidence from the Loess Plateau of China. *Geomorphology* 234, 19-27.

Zhang, Y., Degroote, J., Wolter, C., Sugumaran, R., 2009. Integration of Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE) into a GIS Framework. *Land Degradation & Development* 20 (1), 84-91.

Zhang, Z., Dong, Z., Li, J., 2015b. Grain-Size Characteristics of Dune Networks in China's Tengger Desert. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography* 97 (4), 681-693.

Zhang, Z., Sheng, L., Yang, J., Chen, X-A., Kong, L., Wagan, B., 2015c. Effects of Land Use and Slope Gradient on Soil Erosion in a Red Soil Hilly Watershed of Southern China. *Sustainability* 7 (10), 14309-14325.

Zheng, F.L., 2006. Effect of Vegetation Changes on Soil Erosion on the Loess Plateau. *Pedosphere* 16 (4), 420-427.

6.2 Bibliografía sobre normativa por orden cronológico

España. Ley de 4 de julio de 1825, sobre todo lo relativo al laboreo y beneficio de las minas. *Gaceta de Madrid*, 7 de julio de 1825, núm. 81, p. 323-324.

España. Ley de 3 de agosto de 1866, sobre el dominio, uso y aprovechamiento de aguas. *Gaceta de Madrid*, 7 de agosto de 1866, núm. 219, p. 1-4.

España. Ley de 4 de marzo de 1868, decretando las bases generales para la nueva legislación de minas. *Gaceta de Madrid*, 1 de enero de 1869, núm. 1, p. 1-2.

España. Ley de 13 de junio de 1879, sobre las disposiciones que se han de tener presentes respecto a la propiedad, uso y aprovechamiento de aguas. *Gaceta de Madrid*, 19 de junio de 1879, núm. 170, p. 799-805.

España. Ley de 7 de julio de 1911, sobre construcción de obras hidráulicas con destino a riegos y defensas y encauzamiento de las corrientes. *Gaceta de Madrid*, 8 de julio de 1911, núm. 189, p. 98-101.

España. Real Decreto de 5 de marzo de 1926, relativo a la organización de las Confederaciones Sindicales Hidrográficas. *Gaceta de Madrid*, 6 de marzo de 1926, núm. 65, p. 1248-1253.

España. Real Decreto-Ley de 23 de agosto de 1926, por el que se dispone la formación de la Confederación Sindical Hidrográfica de la cuenca del Segura. *Gaceta de Madrid*, 24 de agosto de 1926, núm. 236, p. 1160-1161.

España. Real Decreto-Ley de 22 de junio de 1927, relativo a la Confederación Sindical Hidrográfica del Duero. Gaceta de Madrid, 23 de junio de 1927, núm. 174, p. 1722-1724.

España. Real Decreto-Ley de 22 de septiembre de 1927, por el que se dispone la formación de la Confederación Sindical Hidrográfica de la cuenca del Guadalquivir. Gaceta de Madrid, 25 de septiembre de 1927, núm. 268, p. 1693-1694.

España. Decreto de 26 de junio de 1934, por el que se organiza la Confederación Hidrográfica del Júcar. Gaceta de Madrid, 28 de junio de 1934, núm. 179, p. 2016-2018.

* Cambio de citación con el paso de la Gaceta de Madrid al Boletín Oficial del Estado

España. Decreto de 20 de febrero de 1953, por el que se dispone que los “Servicios Hidráulicos del Tajo” y los “Servicios Hidráulicos del Guadiana” se organicen como Confederaciones Hidrográficas de uno y otro río, cada una de ellas con la misma jurisdicción territorial que hoy tienen, sobre la base de lo que previenen las disposiciones vigentes. Boletín Oficial del Estado, 4 de marzo de 1953, núm. 63, p. 1230-1231.

España. Ley de 20 de julio de 1955 sobre conservación y mejora de suelos agrícolas. *Boletín Oficial del Estado*, 21 de julio de 1955, núm. 202, 4439-4440.

España. Decreto 15/1960, de 14 de enero, por el que se amplía la jurisdicción territorial de la Confederación Hidrográfica del Guadalhorce, que pasará a denominarse Confederación Hidrográfica del Sur de España. Boletín Oficial del Estado, 18 de enero de 1960, núm. 15, p. 677.

España. Real Decreto 480/1961, de 16 de marzo, por el que se dispone que el Servicio de Obras Públicas del Norte de España se organice como Confederación Hidrográfica del Norte de España, sobre la base de lo que previenen las bases vigentes. Boletín Oficial del Estado, 28 de marzo de 1961, núm. 74, p. 4751.

España. Ley 28/1969, de 26 de abril, sobre costas. Boletín Oficial del Estado, 28 de abril de 1969, núm. 101, p. 6358-6361.

España. Constitución Española. Boletín Oficial del Estado, 29 de diciembre de 1978, núm. 311, p. 29313-29424.

España. Instrumento de Ratificación del Protocolo del Convenio de 1979 sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia provocada por contaminantes orgánicos persistentes, hecho en Aarhus (Dinamarca) el 24 de junio de 1998. Boletín Oficial del Estado, 4 de abril de 2011, núm. 80, 34464-34505.

España. Ley Orgánica 6/1981, de 30 de diciembre, de Estatuto de Autonomía para Andalucía. Boletín Oficial del Estado, 11 de enero de 1982, núm. 9, p. 517-524.

España. Instrumento de Ratificación de 7 de junio de 1982 del Convenio sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia, hecho en Ginebra el 13 de noviembre de 1979. Boletín Oficial del Estado, 10 de marzo de 1983, núm. 59, p. 7011-7013.

España. Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas. Boletín Oficial del Estado, 8 de agosto de 1985, núm. 189, p. 25123-25135.

España. Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los títulos preliminar I, IV, V, VI y VII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas. Boletín Oficial del Estado, 30 de abril de 1986, núm. 103, p. 15500-15537.

España. Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas. Boletín Oficial del Estado, 29 de julio de 1988, núm. 181, p. 1-53.

España. Ley 1/1994, de 11 de enero, de Ordenación del Territorio de la Comunidad Autónoma de Andalucía. Boletín Oficial del Estado, 9 de febrero de 1994, núm. 34, p. 4245-4251.

España. Ley 46/1999, de 13 de diciembre, de modificación de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas. Boletín Oficial del Estado, 14 de diciembre de 1999, núm. 298, p. 43100-43113.

Comunidades Europeas. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de las Comunidades Europeas, 22 de diciembre de 2000, núm. 327, p. 1-73.

España. Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas. Boletín Oficial del Estado, 24 de julio de 2001, núm. 176, p. 26791-26817.

España. Ley 62/2003, de 30 de diciembre, de medidas fiscales, administrativas y del orden social. Boletín Oficial del Estado, 31 de diciembre de 2003, núm. 313, p. 46874-46992.

España. Real Decreto 2130/2004, de 29 de octubre, sobre traspaso de funciones y servicios de la Administración del Estado a la Comunidad Autónoma de Andalucía en materia de recursos y aprovechamientos hidráulicos (Confederación Hidrográfica del Sur). Boletín Oficial del Estado, 16 de noviembre de 2004, núm. 276, p. 37685-37791.

España. Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelo contaminado. Boletín Oficial del Estado, 18 de enero de 2005, núm. 15, p. 1833-1843.

España. Ley 11/2005, de 22 de junio, por la que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional. Boletín Oficial del Estado, 23 de junio de 2005, núm. 149, p. 21846-21856.

España. Real Decreto 125/2007, de 2 de febrero, por el que se fija el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas. Boletín Oficial del Estado, 3 de febrero de 2007, núm. 30, p. 5118-5120.

España. Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica. Boletín Oficial del Estado, 7 de julio de 2007, núm. 162, p. 29361-29398.

España. Ley 9/2007, de 22 de octubre, de la Administración de la Junta de Andalucía. Boletín Oficial del Estado, 17 de noviembre de 2007, núm. 276, p. 47188-47210.

España. Real Decreto 9/2008, de 11 de enero, por el que se modifica el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, aprobado por el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril. Boletín Oficial del Estado, 16 de enero de 2008, núm. 14, p. 3141-3149.

España. Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras. Boletín Oficial del Estado, 13 de junio de 2009, núm. 143, p. 49948-49993.

España. Decreto 357/2009, de 20 de octubre, por el que se fija el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas de las cuencas intracomunitarias situadas en Andalucía. Boletín Oficial de la Junta de Andalucía, 23 de octubre de 2009, núm. 208, p. 1-120.

España. Ley 9/2010, de 30 de julio, de Aguas para Andalucía. Boletín Oficial del Estado, 27 de agosto de 2010, núm. 208, p. 74543-74610.

España. Instrumento de Ratificación del Protocolo relativo a la gestión integrada de las zonas costeras del Mediterráneo. Boletín Oficial del Estado, 23 de marzo de 2011, núm. 70, p. 30.849-30.863.

España. Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. Boletín Oficial del Estado, 29 de julio de 2011, núm. 181, p. 1-52.

España. Decreto 4/2015, de 13 de enero, por el que se declaran las Zonas Especiales de Conservación de la Red Ecológica Europea Natura 2000. Boletín Oficial de la Junta de Andalucía, 17 de marzo de 2015, núm. 52, p. 65-166.

España. Decreto 18/2015, de 27 de enero, por el que se aprueba el reglamento que regula el régimen aplicable a los suelos contaminados. Boletín Oficial de la Junta de Andalucía, 25 de febrero de 2015, núm. 38, p. 28-64.

